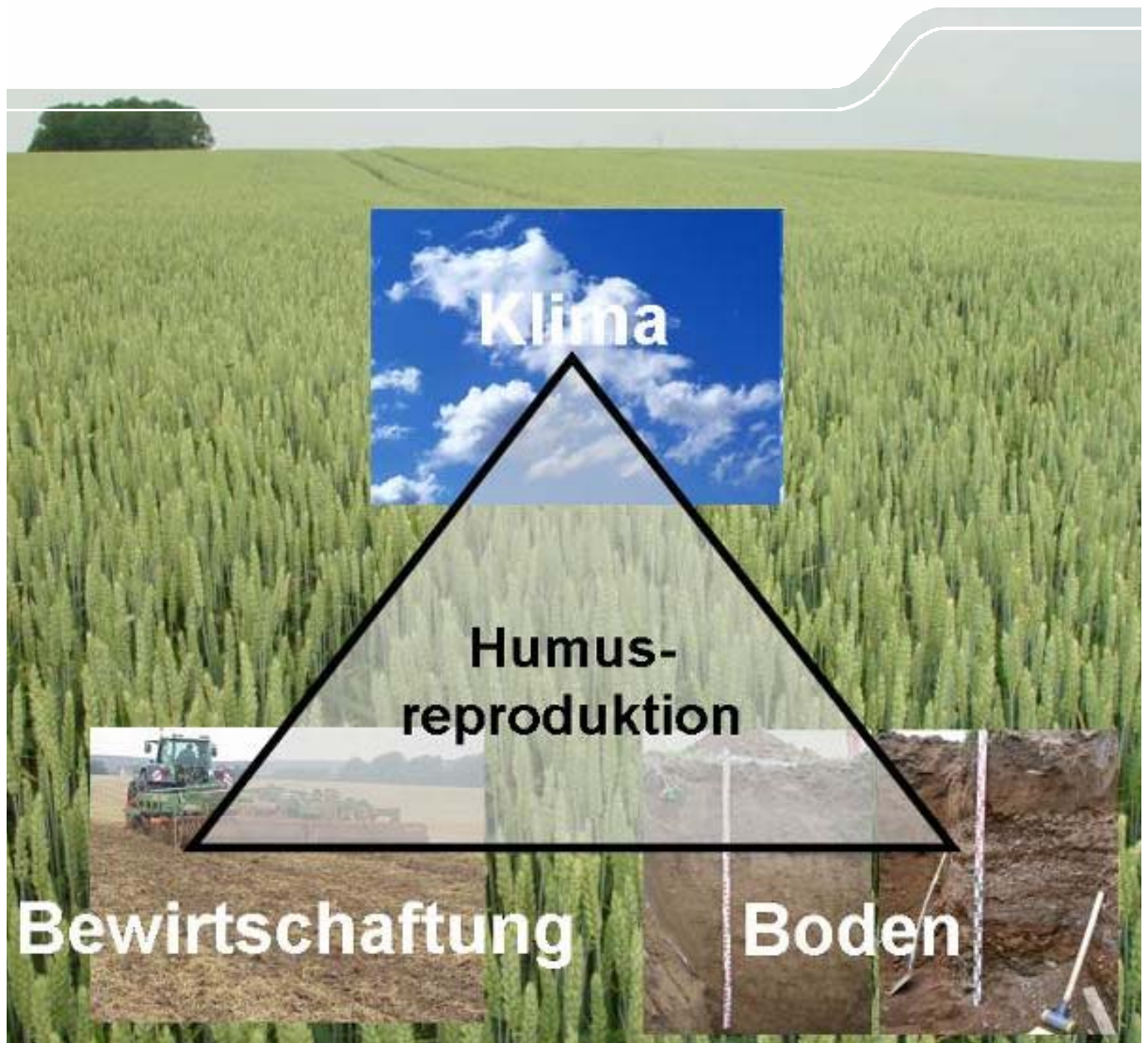


Humusproduktion und N-Umsatz

Schriftenreihe, Heft 1/2013



Verfahren zur Abschätzung von Humus- reproduktion und N-Umsatz im ökologischen und konventionellen Ackerbau

Hartmut Kolbe, Uwe Franko, Enrico Thiel, Ekkehard Ließ

Inhalt

1	Einleitung.....	12
2	Zielstellungen	12
3	Material und Methoden.....	14
3.1	Charakteristik der Datensammlung „Dauerversuche“	14
3.2	Beschreibung des Modells CCB zur Abbildung der C- und N-Dynamik	19
3.2.1	Datenmodell und Modellalgorithmen.....	19
3.2.2	Modellstart.....	21
3.2.3	Berechnung des C-Umsatzes	21
3.2.4	Faktor zur Definition der langzeitstabilen organischen Bodensubstanz	22
3.3	Berechnung verschiedener Stufen der N-Bilanz.....	22
3.3.1	Berechnung der klassischen Schlagbilanz.....	22
3.3.2	Berechnung unter Einbeziehung der N-Mineralisation	22
3.4	Methodik zur Fehleranalyse	24
3.4.1	Grundsätzliche Überlegungen.....	24
3.4.2	Klassische Verfahren zur Fehleranalyse.....	26
3.4.3	Ergänzende Verfahren zur Fehleranalyse	27
3.5	Möglichkeiten der Optimierung der Startwerte für C_{org} und N_t	28
4	Ergebnisse.....	29
4.1	Überblick zu Arbeitsschritten und Ergebnissen der einzelnen Projektphasen.....	29
4.2	Modellergebnisse – Teil Kohlenstoff	30
4.2.1	Ergebnisse der C_{org} -Modellierung und Validierung	30
4.2.2	Problemstandorte und Lösungsansätze.....	46
4.3	Modellergebnisse – Teil Stickstoff.....	51
4.3.1	Ergebnisse der N_t -Modellierung und Validierung.....	51
4.3.2	Ergebnisse der N-Saldo-Berechnung	54
4.4	Ergänzende Bewertungen der C_{org} - und N_t -Dynamik (H. Kolbe)	59
4.4.1	Startwertfestlegungen	59
4.4.2	Validierungsergebnisse	62
4.5	Berechnung der N-Nachlieferung aus dem Humusumsatz (H. Kolbe)	69
4.5.1	Schlagbilanz	69
4.5.2	N-Mineralisation.....	76
4.5.3	Potenzielle N-Bereitstellung und Düngbedarfsermittlung	86
5	Ergebnisausgabe im Modell CCB	103
6	Schlussfolgerungen	106
7	Zusammenfassung.....	112
8	Literatur	113
9	Anhang	117

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Umfang an Eingabedaten für das Modell CCB	13
Abbildung 2: Lage der Versuchsstandorte (Gesamtdatensatz) in Europa	15
Abbildung 3: Literaturdatenbank (Screenshot) zu den Dauerversuchen	15
Abbildung 4: Gruppierung der Versuchsvarianten (n = 598) in Güteklassen in Abhängigkeit von der Qualität der Eingangsdaten und der Messwerte	16
Abbildung 5: Gruppierung der Versuchsvarianten (n = 598) nach Bodenarten in 0-30 cm Tiefe gemäß Reichsbodenschätzung (RBS)	16
Abbildung 6: Anzahl der verfügbaren C _{org} - und N _f -Messwerte (Gesamtdatensatz) für die Bodentiefe 0-30 cm nach Bodenarten (RBS)	19
Abbildung 7: Das grundlegende CCB-Datenmodell	20
Abbildung 8: Genereller Aufbau des Modells CCB (Abkürzungen siehe Verzeichnis)	20
Abbildung 9: Fiktive Anpassung verschiedener Modelle an zwei Beobachtungspunkte	25
Abbildung 10: Häufigkeitsverteilung der C _{org} -Messwerte der 65 Versuche	31
Abbildung 11: Boxplotdarstellung aller Mess- und Simulationswerte (n = 5.130) der 65 Versuche	31
Abbildung 12: Modellfehler ME für die C _{org} -Simulation	32
Abbildung 13: Modellfehler RMSE für die C _{org} -Simulation	33
Abbildung 14: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Bodenartenklassen (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C _{org} (grüne Linien)	35
Abbildung 15: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen organischer Dünger (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C _{org} (grüne Linien)	35
Abbildung 16: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen organischer Dünger unterteilt nach dem C/N-Verhältnis (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C _{org} (grüne Linien)	36
Abbildung 17: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach Getreideanteil in der Fruchtfolge (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C _{org} (grüne Linien)	36
Abbildung 18: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach Leguminosenanteil in der Fruchtfolge (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C _{org} (grüne Linien)	37
Abbildung 19: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach Höhe der Mineraldüngung in der Fruchtfolge (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C _{org} (grüne Linien)	37
Abbildung 20: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach der Versuchsgüte (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C _{org} (grüne Linien)	38
Abbildung 21: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach berechneter wirksamer Mineralisationszeit (BAT) (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C _{org} (grüne Linien)	38
Abbildung 22: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach C _{org} -erster Messwert (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C _{org} (grüne Linien)	39
Abbildung 23: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach C _{org} -Differenz (Ende – Anfang) (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C _{org} (grüne Linien)	39
Abbildung 24: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach Versuchsdauer in Jahren (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C _{org} (grüne Linien)	40
Abbildung 25: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach der Qualität der Bodeninformationen (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C _{org} (grüne Linien)	40

Abbildung 26: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach der Lufttemperatur (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C_{org} (grüne Linien)	41
Abbildung 27: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach dem Jahresniederschlag (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C_{org} (grüne Linien)	41
Abbildung 28: Boxplots der Fehlergröße RMSE geprüft gegen verschiedene Einflussfaktoren (schwarze Linie 0,15 M. % C_{org} ; Klassenbezeichnungen nach Tab. 7) (aus FRANKO et al. 2011)	44
Abbildung 29: Boxplots des $RMSE_{rel}$ für die möglichen Einflussgrößen erster C_{org} -Messwert (a) und Bodenart (b)	45
Abbildung 30: Modellergebnis Methau_DV Var 11 N0	46
Abbildung 31: Modellergebnis Spröda_DV	46
Abbildung 32: Modellergebnis Ellwangen 4_1_N0_K3	47
Abbildung 33: Therwil öko (CH)	47
Abbildung 34: Zusammenhang zwischen mittlerem und quadratischem Fehler an C_{org} für die Problemstandorte	49
Abbildung 35: Anpassung an die Messwerte bei sehr geringem C_{inert} Pool im Versuch Methau_DV	50
Abbildung 36: Darstellung der Definition des 1. N_t -Startwertes (x-Achse = durch Regression optimierter N_t -Startwert; y-Achse = 1. Messwert als N_t -Startwert) mit Darstellung der 1:1-Linie (schwarz), Regressionsgeraden (grün) und Abweichung von +/- 0,015 M.% N_t (rot)	52
Abbildung 37: Modellfehler ME für die N_t -Simulation	53
Abbildung 38: Modellfehler RMSE für die N_t -Simulation	53
Abbildung 39: Häufigkeitsverteilung N-Saldo	54
Abbildung 40: N-Saldo in Abhängigkeit von der Bodenart (Klasse siehe C_{org})	55
Abbildung 41: N-Saldo in Abhängigkeit vom Getreideanteil (Klasse siehe C_{org})	55
Abbildung 42: N-Saldo in Abhängigkeit vom Leguminosenanteil (Klasse siehe C_{org})	55
Abbildung 43: N-Saldo in Abhängigkeit von der mineralischen N-Düngung (Klasse siehe C_{org})	56
Abbildung 44: N-Saldo in Abhängigkeit von der BAT (Klasse siehe C_{org})	56
Abbildung 45: N-Saldo in Abhängigkeit von der Qualität der Bodeninformationen (Klasse siehe C_{org})	56
Abbildung 46: N-Saldo in Abhängigkeit vom Jahresniederschlag (Klasse siehe C_{org})	57
Abbildung 47: N-Saldo in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur (Klasse siehe C_{org})	57
Abbildung 48: Häufigkeitsverteilung (n = 598) des berechneten N-Saldos mit N-Gehalten nach CANDY	58
Abbildung 49: Häufigkeitsverteilung (n = 598) des berechneten N-Saldos mit N-Gehalten nach BEFU (konventionell)	58
Abbildung 50: Häufigkeitsverteilung (n = 598) des berechneten N-Saldos mit N-Gehalten nach BEFU (ökologisch)	58
Abbildung 51: Darstellung der Definition des 1. Startwertes (x-Achse = durch Sichtprüfung bestimmter C_{org} -Startwert; y-Achse = 1. Messwert als C_{org} -Startwert verwendet) durch lineare Regression (n= 246; nur Versuche, deren Trend richtig nachgebildet wird und Startwertänderung notwendig erschien) mit Darstellung der 1:1-Linie (schwarz), Regressionsgeraden (grün) und Abweichung von +/- 0,15 M.% C_{org} (rot)	59
Abbildung 52: Zeitlicher Verlauf der Punkteschare von experimentell (Exp) und berechneten (Mod) C_{org} -Werten einer Variante des Dauerversuches in Barybino nach Anwendung des Optimierungsalgorithmus (Kap. 3.5.2) zur Festlegung der C_{org} -Anfangswerte	60
Abbildung 53: Zeitlicher Verlauf der Punkteschare von experimentell (Exp) und berechneten (Mod) C_{org} -Werten einer Variante des Dauerversuches in Barybino nach Anwendung des Regressionsverfahrens zur Festlegung der C_{org} -Anfangswerte	61
Abbildung 54: Darstellung der Definition des 1. Startwertes (x-Achse = durch Regressionen optimierter C_{org} -Startwert; y-Achse = 1. Messwert als C_{org} -Startwert) durch lineare Regression mit Darstellung	

der 1:1-Linie (schwarz), Regressionsgeraden (grün) und Abweichung von +/- 0,15 M.% C _{org} (rot)	62
Abbildung 55: Einfluss von Temperatur in den Dauerversuchen auf die berechneten ME-Werte für C _{org} (n = 598; Temperatur R ² = 0,131**)	66
Abbildung 56: Einfluss des C _{org} -Gehaltes in den Dauerversuchen auf die berechneten ME-Werte für C _{org} (n = 598; C _{org} R ² = 0,0849*)	66
Abbildung 57: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und den N-Abfuhrten bei der Schlagbilanz ermittelt aus 65 Dauerversuchen	70
Abbildung 58: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und den N-Salden bei der Schlagbilanz ermittelt aus 65 Dauerversuchen	70
Abbildung 59: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und der N-Effizienz (unten) bei der Schlagbilanz ermittelt aus 65 Dauerversuchen	71
Abbildung 60: Einfluss steigender N-Gesamt-Zufuhr auf die berechnete N _t -Differenz im Boden	71
Abbildung 61: Boxplot über die berechneten N _t -Differenzen des Bodens von 589 Versuchsvarianten	72
Abbildung 62: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und den N-Abfuhrten bei der Schlagbilanz unter Einbeziehung der Veränderung der N _t -Bodenbilanz in die N-Zufuhr	73
Abbildung 63: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und den N-Salden bei der Schlagbilanz unter Einbeziehung der Veränderung der N _t -Bodenbilanz in die N-Zufuhr	73
Abbildung 64: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und der N-Effizienz bei der Schlagbilanz unter Einbeziehung der Veränderung der N _t -Bodenbilanz in die N-Zufuhr	74
Abbildung 65: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr (incl. negativer N _t -Differenzen) und den N-Abfuhrten (incl. positiver N _t -Differenzen) bei der Schlagbilanz unter Einbeziehung der Veränderung der N _t -Bodenbilanz	74
Abbildung 66: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr (incl. negativer N _t -Differenzen) und den N-Salden bei der Schlagbilanz unter Einbeziehung der Veränderung der N _t -Bodenbilanz	75
Abbildung 67: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr (incl. negativer N _t -Differenzen) und der N-Effizienz bei der Schlagbilanz unter Einbeziehung der Veränderung der N _t -Bodenbilanz	75
Abbildung 68: Einfluss steigender N-Gesamt-Zufuhr auf die berechnete N-Mineralisation	76
Abbildung 69: Boxplot über die berechnete N-Mineralisation von 589 Versuchsvarianten	77
Abbildung 70: Simulierter Einfluss des Kleegrasanbaus auf die N-Mineralisation bei Zugrundelegung eines Sandbodens	78
Abbildung 71: Simulierter Einfluss des Anbaus von Mais, Zuckerrüben, Weizen, Kartoffeln und einer legumen Zwischenfrucht (bei Aberntung der Koppelprodukte) auf die N-Mineralisation bei Zugrundelegung eines Sandbodens	79
Abbildung 72: Simulierter Einfluss von Zwischenfruchtszenarien auf die N-Mineralisation bei Zugrundelegung eines Sandbodens	79
Abbildung 73: Simulierter Einfluss verschiedener Szenarien der Strohdüngung auf die N-Mineralisation	80
Abbildung 74: Simulierter Einfluss von Szenarien der Düngung mit Stalldung verschiedener C/N-Zusammensetzung und von Rindergülle auf die N-Mineralisation	80
Abbildung 75: Simulierter Einfluss von Szenarien unterschiedlicher klimatischer Bedingungen und Bodenarten auf die N-Mineralisation	81
Abbildung 76: Einfluss von Bewirtschaftungsszenarien mit jeweils um ein Jahr verzögerter Einführung der Schwarzbrache (SB) einer Variante des Ökoversuches auf Lössboden auf die N-Mineralisation (Erläuterung siehe Text)	82

Abbildung 77: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und der N-Aufnahme durch die Fruchtarten bei der N_m -Flächenbilanzierung unter Einbeziehung der berechneten N-Mineralisierung aus 65 Dauerversuchen	83
Abbildung 78: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und den N-Salden bei der N_m -Flächenbilanzierung unter Einbeziehung der berechneten N-Mineralisierung aus 65 Dauerversuchen	83
Abbildung 79: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und der N-Effizienz bei der N_m -Flächenbilanzierung unter Einbeziehung der berechneten N-Mineralisierung aus 65 Dauerversuchen	84
Abbildung 80: Gegenüberstellung der berechneten N_m -Salden (unter Einbeziehung der N-Mineralisation) und den Salden berechnet auf Basis der üblichen Schlagbilanzierung	84
Abbildung 81: Gegenüberstellung der berechneten N_m -Salden (unter Einbeziehung der N-Mineralisation) und den Salden berechnet auf Basis der Schlagbilanzierung unter Einbeziehung der N_t -Bodendifferenzen in die N-Zufuhren	85
Abbildung 82: Gegenüberstellung der berechneten N_m -Salden (unter Einbeziehung der N-Mineralisation) und den Salden berechnet auf Basis der Schlagbilanzierung unter Einbeziehung der positiven N_t -Differenzen zu den N-Abfuhren und der negativen Differenzen in die N-Gesamt-Zufuhr	85
Abbildung 83: Gegenüberstellung von mit dem Gleichungssystem incl. des Merkmals Tongehalt berechneten und aus den Dauerversuchen ermittelten Werten für die N-Aufnahme	87
Abbildung 84: Gegenüberstellung von mit dem Gleichungssystem incl. des Merkmals Tongehalt berechneten und aus den Dauerversuchen ermittelten Werten für den N-Saldo	87
Abbildung 85: Gegenüberstellung von mit dem Gleichungssystem incl. des Merkmals Feinanteil berechneten und aus den Dauerversuchen ermittelten Werten für die N-Aufnahme	87
Abbildung 86: Gegenüberstellung von mit dem Gleichungssystem incl. des Merkmals Feinanteil berechneten und aus den Dauerversuchen ermittelten Werten für den N-Saldo	87
Abbildung 87: Zusammenhang zwischen den berechneten Werten an N-Gesamt-Zufuhr, N-Aufnahme und N-Saldo im Beispielsversuch auf Sandboden (aggregierte Werte, $n = 25$)	88
Abbildung 88: Zusammenhang zwischen berechneten Werten der N-Gesamt-Zufuhr, N-Aufnahme und N-Salden (Einzelwerte, $n = 1.000$)	88
Abbildung 89: Zusammenhang zwischen simulierten Werten der N-Gesamt-Zufuhr, N-Aufnahme und N-Salden der Fruchtarten	89
Abbildung 90: Zusammenhang zwischen simulierten Werten der N-Gesamt-Zufuhr sowie der N-Salden der Fruchtarten im Versuch auf Sandboden	90
Abbildung 91: Zusammenhang zwischen N-Gesamt-Zufuhr und der N-Effizienz	90
Abbildung 92: Zusammenhang zwischen N-Saldo und der N-Effizienz	91
Abbildung 93: Zusammenhang zwischen den berechneten Werten der N-Gesamt-Zufuhr und N-Salden bei Kartoffeln bei Absenkung des Achsenabschnitts (a) der Gleichung um 45 kg N ha^{-1} im Versuch auf Sandboden	91
Abbildung 94: Anbauabfolge sowie berechnete Werte der N-Mineralisation und weiterer wichtiger N-Komponenten in chronologischer Abfolge einer Beispielsvariante auf Sandboden	92
Abbildung 95: Chronologische Abfolge der N-Mineralisation und weiterer N-Komponenten eines Ökoversuches auf Lössboden: Variante 7002 System Futterbau	93
Abbildung 96: Chronologische Abfolge der N-Mineralisation und weiterer N-Komponenten im Ökoversuch auf Lössboden: Variante 7010 System Marktfrucht	93
Abbildung 97: Zusammenhang zwischen steigender N-Gesamt-Zufuhr und der berechneten N-Aufnahme durch die Fruchtarten eines ökologischen Versuches auf Lössboden	94
Abbildung 98: Zusammenhang zwischen steigender N-Gesamt-Zufuhr und den N-Salden in den Einzelvarianten des ökologischen Versuches auf Lössboden	95

Abbildung 99: Zusammenhang zwischen steigender N-Gesamt-Zufuhr und den N-Salden der angebauten Fruchtarten incl. mittlerer Regressionsgeraden des ökologischen Versuches auf Lössboden	95
Abbildung 100: Zusammenhang zwischen steigender N-Gesamt-Zufuhr und der Regressionsgeraden bei Absenkung des Achsenabschnitts (a) um 45 kg N ha^{-1} des ökologischen Versuches auf Lössboden	96
Abbildung 101: Zusammenhang zwischen steigenden N-Salden und der Nährstoff-Effizienz (Zufuhr = 1) der Einzelvarianten des Ökoversuchs auf Lössboden	96
Abbildung 102: Gegenüberstellung von berechneten Mittelwerten (MW) und aus den Versuchen ermittelten Werten (Exp.) der N-Gesamt-Aufnahme verschiedener Fruchtarten der Beispielsversuche	99
Abbildung 103: Gegenüberstellung von potenziellen Werten (POT) und aus den Versuchen ermittelten Werten (Exp.) der N-Gesamt-Aufnahme verschiedener Fruchtarten der Beispielsversuche	99
Abbildung 104: Gegenüberstellung von berechneten und verabreichten Mengen der N-Düngung verschiedener Fruchtarten im Versuch auf Sandboden	102
Abbildung 105: Ergebnis der CCB-Modellierung am Beispiel C_{org} -Gehalt	103
Abbildung 106: Ergebnisdarstellung der Humusreproduktion	103
Abbildung 107: Ausweisung der N-Mineralisierung	104
Abbildung 108: Ausweisung der Komponenten der N-Schlagbilanz	104

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Anzahl der verfügbaren C_{org} - und N_t -Messwerte für die Bodentiefe 0-30 cm nach Versuchen	18
Tabelle 2:	Komponenten der Schlagbilanz	22
Tabelle 3:	Komponenten der Flächenbilanz unter Einbeziehung der N-Mineralisation	23
Tabelle 4:	Genutzte Gütemaße zur Fehlerbewertung und deren Bezeichnung im Modell	26
Tabelle 5:	Projektphasen der CCB-Entwicklung und deren grundlegende Arbeitsergebnisse	29
Tabelle 6:	Klasseneinteilung zur Prüfung eines Zusammenhanges verschiedener Faktoren mit den definierten Fehlergrößen (n = 598)	34
Tabelle 7:	Klasseneinteilung zur Prüfung eines Zusammenhanges verschiedener Faktoren mit dem Fehler RMSE (n = 391)	43
Tabelle 8:	Liste der Problemstandorte	48
Tabelle 9:	Liste der identifizierten Problemstandorte, wenn ohne Begrenzung des C_{ums} -Pools gerechnet wird	50
Tabelle 10:	Mittelwert der Fehlergrößen für N_t [M %] über alle Versuchsvarianten	52
Tabelle 11:	Kennwerte der multiplen Regression für die geprüften Faktoren	58
Tabelle 12:	Zeitliche Entwicklung der Modellgenauigkeit sowie Vergleich von verschiedenen Erfassungsmethoden (M1 – M3) zur ME- und RMSE-Statistikanalyse über den Vergleich zwischen Experiment- und Modellwerten für C_{org} und N_t	63
Tabelle 13:	Statistische Analyse des Fehlers (Grundgesamtheit der untersuchten Varianten) für ME C_{org} mit Hilfe der Regressionsanalyse (n = 598)	65
Tabelle 14:	Statistische Analyse des Fehlers der Standardvarianten (ohne organische Materialien) für ME C_{org} mit Hilfe der Regressionsanalyse (n = 167)	67
Tabelle 15:	Statistische Analyse des Fehlers (gesamt) für ME N_t mit Hilfe der Regressionsanalyse (n = 421)	68
Tabelle 16:	Statistische Analyse des Fehlers der Standardvarianten (ohne organische Materialien) für ME N_t mit Hilfe der Regressionsanalyse (n = 96)	69
Tabelle 17:	Multiple Regressionsgleichungen zur Bestimmung des Saldos ermittelt aus den 65 Dauerversuchen bei Verwendung der Mittelwerte über die Varianten (n = 591)	86
Tabelle 18:	Mittelwerte der berechneten N-Salden für die Fruchtarten	92
Tabelle 19:	Berechnungsabfolge zur Ermittlung der N-Bereitstellung für den Kartoffelanbau am Beispiel eines Versuches auf Sandboden (Ø 167 dt Stallung, 100 kg N-Mineraldüngung ha^{-1})	97
Tabelle 20:	Mögliche Varianten der Berechnung der N-Gesamt-Aufnahme ($kg N ha^{-1}$) verschiedener Fruchtarten im Vergleich zu experimentell ermittelten Werten für den Versuch auf Sandboden und auf Lössboden (Erläuterung siehe Text)	98
Tabelle 21:	Berechnungsbeispiel zur Ermittlung der Höhe der N-Düngung für den Anbau von Kartoffeln für ein anzustrebendes Ertragspotenzial auf der Basis des Versuches auf Sandboden (Ø 167 dt Stallung, 100 kg N-Mineraldüngung ha^{-1})	100
Tabelle 22:	Mögliche Varianten zur Berechnung der Höhe der N-Mineraldüngung ($kg N ha^{-1}$) auf Basis einer erweiterten N_{min} -Methode für verschiedene Fruchtarten im Versuch auf Sandboden	101
Tabelle 23:	Ausgabemerkmalskatalog des Modells CCB (teilweise noch im Aufbau)	105
Tabelle A 1:	Charakteristik des „Gesamtdatensatzes“ an Dauerversuchen	117

Abkürzungsverzeichnis

Kategorie	Abkürzung	Parameter
Software	CANDY	Carbon and Nitrogen DYnamics
	CCB	Candy Carbon Balance
	RIS	Research Information System Format
	R-Script	einfache Textdatei zur Nutzung der Statistiksoftware R
	BEFU	Programm zur Düngebedarfsermittlung und zum Nährstoffvergleich
Versuche		Bestandesführung
	BDF	Bodendauerbeobachtungsflächen
	DTF	Dauertestflächen
	DE	Dungeinheit
	DV	Dauerversuche
CCB-Standort	ABT	Abschlämbbare Teilchen < 20 µm
	BAT	Biologische Aktive Zeit (vom Modell berechnet)
	d_i	Partikeldurchmesser
	FK	Feldkapazität
	GC	Skelettgehalt
	h	Tiefe (fest definiert 0,3 m)
	$p(d_i)$	kumulative Menge Partikel mit $d \leq d_i$
	PV	Gesamtporenvolumen
	PWP	Permanenter Welkepunkt
	r_1, r_2, r_3	Radius der Mikro-, Meso- und Makroporen
	ρ_B	Trockenrohdichte
	ρ_M	Mineraldichte
	ρ_{OM}	Dichte der organischen Substanz
	ρ_P	Trockensubstanzdichte
	RBS	Reichsbodenschätzung
	PTF	Pedotransferfunktionen
	C_{org}	organischer Kohlenstoff im Boden (C_{org} [%] x 1,724 = Humus [%])
N_t	Gesamtstickstoff im Boden	
CCB-Modellpools (tiefgestellt als Index)	BP	Koppelprodukte (verschiedene Pools)
	CIF	Fehler zur Definition der langzeitstabilen SOM
	C_{ums}	Pool der gesamten umsetzbaren SOM
	RES	Ernte- und Wurzelrückstände EWR (verschiedene Pools)
	OA	organische Dünger (verschiedene Pools)
	FOM	frische organische Primärschubstanz OPS (verschiedene Pools)
	SOM	organische Bodensubstanz
	A	pool der aktiven SOM
	S	pool der stabilen SOM
	DEC	leicht umsetzbare SOM

	LTS	langzeitstabile SOM
	F_{its}	LTS-Anteil des organischen Kohlenstoffs C_{org}
	N_m	mineralischer Bodenstickstoff ($NH_3 + NH_4-N$)
CCB-Stoffflüsse	C_{rep}	C-Menge, welche die neu synthetisierte SOM darstellt
	N_{rep}	N-Menge welche für die neu synthetisierte SOM benötigt wird
CCB-Modellparameter		
- Pflanzen	CC_{bp}	C-Gehalt in der Trockenmasse der Koppelprodukte
	DMbp	Trockenmasse der Koppelprodukte
	K_{res}	ertragsunabhängige N-Menge der Ernte- und Wurzelrückstände
	F_{res}	ertragsabhängige N-Menge der Ernte- und Wurzelrückstände
	HI	Haupt-Nebenprodukt-Verhältnis
- organische Dünger	CC_{oa}	C-Gehalt in der Trockenmasse der organischen Dünger
	DM _{oa}	Trockenmasse der organischen Dünger
	N_{cont}	N-Gehalt
- Boden	k_a, k_s, k_m, k_{fom}	Umsatzkoeffizienten 1. Ordnung
	γ	C/N-Verhältnis eines definierten Pools oder Substrates
	η	substratspezifischer Wirkungskoeffizient der SOM-Synthese
	C_{org}	organischer Kohlenstoff (Humus = $1,724 \times C_{org}$)
	N_t	Gesamt-Stickstoff
- Fehleranalyse	ME	mittlerer Fehler
	ME, MErel	Mittlerer Fehler (mean error)
	mME	mittlerer ME über die Varianten eines Versuches
	mRMSE	mittlerer RMSE über die Varianten eines Versuches
	MR ²	multiples Bestimmtheitsmaß
	n	Anzahl Messungen
	O _i	gemessener Wert zum Zeitschritt i
	P _i	modellierter Wert zum Zeitschritt i
	r	Pearson'sche Korrelationskoeffizienten
	R	Korrelationskoeffizient
	RMSE	mittlerer quadratischer Fehler
	RMSE, RMSErel	Mittlerer quadrat. Fehler (root mean square error)
	R ²	Bestimmtheitsmaß
	s	Standardabweichung
	SEM	Standardfehler der mittleren Differenz (standard error of the mean difference)
	SS	Summe der quadrierten Abweichungen
	σ	Standardabweichung der Differenz O-P

1 Einleitung

Der organische Kohlenstoff (C_{org}) ist Hauptbestandteil des Humus und wird als Maß für den Humusgehalt eines Bodens verwendet. Der Humusgehalt des Bodens ist für die Bodenstruktur, für das Bodenleben und für die Nährstoffspeicherung bedeutend. Der Humusumsatz eines Standortes ist vom Klima, vom Boden und der Bewirtschaftung abhängig. Das Ausmaß des Humusaufbaus oder -abbaus und auch der Umfang der Nährstoffmineralisation durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung werden daher maßgeblich durch die Standorteigenschaften geprägt.

Gegenwärtig existieren verschiedene Verfahren, mit denen eine Berechnung der Humusreproduktion und auch des Nährstoffumsatzes (Stickstoff) durchgeführt werden können. Das sind zum einen Prozessmodelle, die aber für einen praktischen Einsatz in der Regel zu umfangreich und kompliziert sind. Zum anderen gibt es heuristische Methoden, deren Anwendung in unterschiedlichen Umgebungsbedingungen nicht mit gleicher Sicherheit gewährleistet werden kann.

Hinsichtlich einer Verwendung von Prozessmodellen in Anbauverfahren unterschiedlicher Intensität sind diese Methoden wenig geprüft und z. B. noch nicht für die Belange der landwirtschaftlichen Praxis des ökologischen und konventionellen Landbaus angepasst. Dies gab den Anlass, im Rahmen einer Forschungs Kooperation die Vorteile dieser Methoden zu nutzen, um Grundlagen für eine vereinfachte modellgestützte Quantifizierung der Humusreproduktion und der N-Mineralisation zu entwickeln, die im praktischen Einsatz sowohl zur generellen Kontrolle und Lenkung der Bodenfruchtbarkeit als auch zur Verbesserung der Düngedarfsermittlung Verwendung finden können.

2 Zielstellungen

Unter den Gegebenheiten der Praxis kann eine Berechnung der Humusreproduktion mit verschiedenen Verfahren durchgeführt werden (z. B. ASMUS & HERRMANN 1977; LEITHOLD et al. 1997; HÜLSBERGEN 2003; VDLUFA 2004; BROCK et al. 2008; KOLBE 2010). Diese Verfahren berücksichtigen jedoch messbare C_{org} -Gehalte im Boden nicht und beinhalten nur partiell eine Standortwirkung. Bei Arbeiten zur vergleichenden Gegenüberstellung von Methoden zur Humusbilanzierung konnte aufgezeigt werden, dass es bei Aufnahme wichtiger Einflussfaktoren des Standortes zu einer deutlichen Verbesserung der Verlässlichkeit und Genauigkeit der Methoden kommen kann (KOLBE 2012).

Aktuelle Prozessmodelle zur Bodenkohlenstoffdynamik, z. B. Roth C (COLEMAN & JENKINSON 2005) oder CANDY (FRANKO 1989) auf der Grundlage von CIPS nach KUKA et al. (2007) erfordern von den Nutzern spezifische Fachkenntnisse und haben in der Regel einen hohen Eingangsdatenbedarf. Für den Einsatz unter Praxisbedingungen mit der dort gewöhnlich anzutreffenden reduzierten Datengrundlage bestand daher zunächst die Aufgabe, aus einem geeigneten Prozessmodell eine stark vereinfachte Variante abzuleiten. Das im Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ) bereits bestehende Modell CANDY Carbon Balance (CCB) sollte Standorteffekte quantitativ berücksichtigen und einen Bezug zum Kohlenstoff und zum Stickstoff im Boden besitzen. Bezüglich der potenziellen Anwendergruppe liegt der Fokus auf Landwirten und der Landwirtschaftsberatung sowie im administrativen Bereich der Verwaltung. Das Minimum an Eingabedaten wurde für die grundlegenden Steuerbereiche des C- und N-Umsatzes wie folgt definiert (Abb. 1).

Boden (0-30 cm)	Bewirtschaftung	Klima
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ton ▪ Bodenart nach RBS ▪ Skelett 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Fruchtart, Ertrag ▪ organ. Düngung ▪ Beregnung 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ $\bar{\varnothing}$ Niederschlag ▪ $\bar{\varnothing}$ Lufttemperatur

Abbildung 1: Umfang an Eingabedaten für das Modell CCB

Im Bereich des Kohlenstoffumsatzes bestand darüber hinaus die Aufgabe, durch Erweiterung auf die Standortfaktoren des Bodens, des Klimas bzw. der Witterung sowie eine verbesserte Berücksichtigung von Bewirtschaftungseinflüssen (Ertrag der Fruchtarten, Qualität der Ernte- und Wurzelrückstände und der organischen Materialien) ein Genauigkeitsniveau zu erreichen, das weit über das gewöhnlich mit den statischen Methoden anzutreffende Niveau hinausgeht. Zu der Genauigkeit sollte auch beitragen, dass die Berechnungen nicht mehr im Durchschnitt der Fruchtfolgen, sondern in chronologischer Abfolge von Jahresscheiben und mit einer Option auf Monatsscheiben durchzuführen sind.

Weil die Umsetzungsdynamik an Humus und Nährstoffen stark von den Standortbedingungen abhängig ist, sollte zudem ein breites Spektrum an Dauerversuchen mit günstiger Verteilung über das Anwendungsgebiet des Modells hinaus für Validierungsarbeiten Verwendung finden.

Der Kohlenstoffumsatz sollte dann für nachfolgend genannte Beispiele zur Beurteilung des Versorgungsgrades mit organischer Substanz als auch zur Veränderung der C_{org} -Gehalte bzw. der -Mengen des Bodens quantitativ eingesetzt werden können:

- Unterschiede zwischen Boden- und Klimaverhältnissen bis hin zum Einfluss des Klimawandels
- Auswirkungen stark unterschiedlicher Versorgungsgrade mit organischer Substanz aus der Zuführung von organischen Materialien unterschiedlicher Zusammensetzung und Mengen
- Auswirkungen stark unterschiedlicher Ertragspotenziale der Fruchtarten und Fruchtfolgen mit einjährigen und mehrjährigen Kulturen
- Auswirkungen von Landnutzungssystemen des Ackerbaus (konventioneller und ökologischer Landbau) sowie von Landnutzungsänderungen z. B. in Richtung Dauergrünland
- Taxierung von unteren und oberen Belastungsgrenzen sowie von optimalen Versorgungsgraden eines Landnutzungssystems mit organischer Substanz
- Ausgehend von bestimmten Ist-Zuständen der Bewirtschaftung sollten Szenario-Berechnungen von Bewirtschaftungsalternativen in einzelnen Betrieben oder ganzen Regionen zur Abschätzung der Veränderung der Humusversorgung vorgenommen werden können.
- Berechnung von standortgerechten Abfuhrpotenzialen (z. B. Stroh)

Mit dem Umsatz der organischen Substanz des Bodens ist die Mineralisation von Nährstoffen eng verbunden. Dies trifft nicht nur für den ökologischen Landbau zu, bei dem fast ausschließlich die Zufuhr und der Nährstoffumsatz aus organischen Materialien erfolgen. Nach einer Zusammenstellung von ALBERT (2010) sind die Zufuhren an organischen Quellen im Durchschnitt von Deutschland so hoch, dass heute z. B. zwischen 65-85 % der Zufuhren an P- und K-Nährstoffen aus der organischen Düngung stammen.

Obwohl die organischen Quellen in beiden Landnutzungsverfahren für die Pflanzenernährung heute eine hohe Bedeutung haben, aber auch aus Gründen der Ressourcenschonung und des Wasserschutzes, gibt es bisher weitgehend keine verlässlichen Methoden, mit denen unter praktischen Bedingungen der Nährstoffumsatz berech-

net werden kann. Dies trifft besonders für die absolute Höhe und die zeitliche Abfolge der Stickstoffmineralisation zu.

Der Humusumsatz und die Prozesse der Mineralisation bzw. Festlegung von Nährstoffen werden weitgehend von den gleichen Einflussgrößen des Bodens, des Klimas und der Bewirtschaftung gelenkt. Daher werden deutliche Vorteile davon erwartet, beide Ansätze in einem Modell abzubilden. Es bestand deshalb als weitere Zielstellung des Projektes, zunächst die Dynamik des Nährstoffs Stickstoff in das Modell aufzunehmen. In späteren Arbeitsschritten können prinzipiell noch weitere Hauptnährstoffe quantitativ abgebildet werden.

In den bisherigen Verfahren zur Düngungsbemessung, z. B. auf Basis der N_{\min} -Methode (WEHRMANN & SCHARPF 1979), konnten zur Berücksichtigung der N-Mineralisation lediglich die Wirkungen der direkten Vorfrüchte und Düngungsmaßnahmen zur Berechnung der Düngungshöhe für die Nachfrucht in schematischer Weise durch Zu- oder Abschläge einbezogen werden (siehe als Beispiel ALBERT et al. 2006). Weitere Nachwirkungen, z. B. in den anschließenden Jahren, können in der Regel nicht mehr angerechnet werden. Der langfristige Einfluss des Mineralisationspotenzials in den N_{\min} -Werten des Frühjahres kann weder direkt und weitgehend auch nicht indirekt abgebildet werden, weil wesentliche Anteile der Jahresmineralisation erst nach dem Bodenuntersuchungstermin im Verlauf des Frühjahres und des Sommers erfolgen.

Es sollte daher geklärt werden, ob bei Nutzung eines vereinfachten Prozessmodells eine genauere Berechnung der Mineralisation erfolgen kann. Hierzu ist zunächst auf Ebene der Dauerversuche in chronologischer Abfolge die Nutzung von Ergebnissen der Bewirtschaftung, Fruchtfolge und Düngung vorgesehen. Die Berechnung des Mineralisationsumfangs sollte entsprechend der standörtlichen Gegebenheiten des Bodens und der Witterungsbedingungen erfolgen. Diese Informationen über die zu erwartende Mineralisation sollten dann zur Verbesserung von in der Praxis angewandeter Verfahren zur Düngungsbemessung, zur Fruchtfolgegestaltung oder für andere Ziele des Nährstoffmanagements und der Umweltsicherung Verwendung finden.

3 Material und Methoden

3.1 Charakteristik der Datensammlung „Dauerversuche“

Aufbauend auf den vorangegangenen Projekten zur Weiterentwicklung des CCB-Modells (LIEß & FRANKO 2006; 2008) wurde eine Datensammlung „Dauerversuche“ angelegt. Diese Datensammlung (MS Access Datenbank) umfasst gegenwärtig 41 Standorte (Abb. 2) mit 65 Versuchen und insgesamt 598 Versuchsvarianten (Bezeichnung: Gesamtdatensatz, siehe Tab. A1, Anhang).

Die zur Validierung des CCB-Modells verwendete Datenbasis umfasst unterschiedlich große Teile der Datensammlung „Dauerversuche“ (Bezeichnung: Validierungsdatensatz). Ein Datenumfang aus 40 Langzeitversuchen mit 391 Versuchsvarianten ist ausführlich in FRANKO et al. (2011) beschrieben worden. Bezüglich der Verwendung zur Modellvalidierung wurden definierte Kriterien an die Datensätze gelegt: mindestens drei C_{org} -Messwerte sowie genau eruierte Bewirtschaftungs- und Klimadaten.

Die Datenbasis stammt vorwiegend aus dem gemäßigten Klima (6-11 °C, 350-950 mm Jahresniederschlag) für Böden mit einem Tongehalt < 30 % in der Krumenschicht (0-30 cm). Der Hauptteil der verwendeten Daten aus den Dauerversuchen wurde aus der Literatur bzw. direkt vom jeweiligen Versuchsansteller übernommen. Nach ver-

schiedenen Plausibilitätsprüfungen wurden die Daten in die „Soil Organic Matter“ – Datenbank EURO-SOMNET (FRANKO et al. 2002; SMITH et al. 2002) über eine Internetschnittstelle (<http://www.ufz.de/somnet>) übernommen und stehen für eine koordinierte Datenweitergabe durch die Versuchsansteller zur Verfügung. Alle wesentlichen Literaturquellen für die Dauerversuche wurden in eine Datenbank überführt (Abb. 3). Die einzelnen Quellen (z. Zt. 104 Literaturangaben) wurden als pdf-Dateien abgelegt und mit einer Kodierung versehen. Das Projekt „Literaturdatenbank“ (Dateiname.enl) kann mit der Software EndNote (THOMSON REUTERS 2008) unter jeweiliger Beachtung der Copyrights genutzt werden. Aus der Datenbank können die aufgelisteten Quellen in die CCB-Datenbank exportiert werden. Auf diese Weise kann die Dokumentation der Daten gepflegt werden.

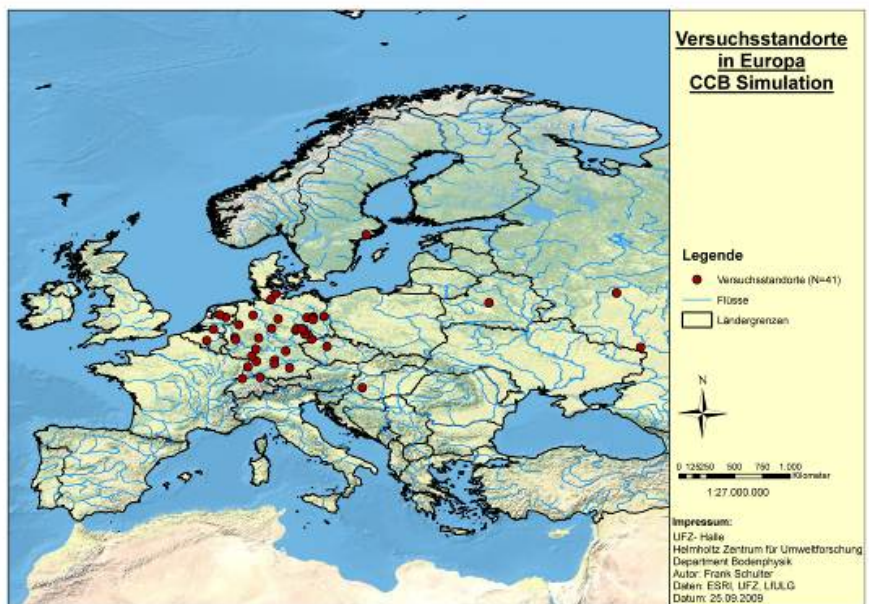


Abbildung 2: Lage der Versuchsstandorte (Gesamtdatensatz) in Europa

Author	Year	Title	Journal	Rel. Type	Last Update
Abele	1987	Produktqualität und Düngung - mineralisch, organisch	Schriftenreihe des Bun...	Book	09.11.2009
Ahl	1987	Veränderungen der Art und Menge der organischen	Göttinger Bodenkundl...	Book	09.11.2009
Albert	2001	Wirkung einer langjährig differenzierten mineralisch...	Arch. Acker Pfl. Boden	Journal Article	09.11.2009
Antil	2005	Long-term effects of cropped vs. fallow and fertilizer	J. Plant Nutr. Soil Sci.	Journal Article	09.11.2009
Antil	2005	Long-term effects of cropped vs. fallow and fertilizer	J. Plant Nutr. Soil Sci.	Journal Article	09.11.2009
Asmus	1984	Versuch M 4 Groß-Kreuz - Wirkung organischer und	Dauerfeldversuche der	Book Section	09.11.2009
Asmus	1993	Einfluß organischer Dünger auf Ertrag, Humusgehalt	Bodenmüftung und Bod...	Book Section	09.11.2009
Bächinger	1986	Der Einfluß unterschiedlicher Düngungsarten (miner...	Mitteilungen der Deutsc...	Thesis	09.11.2009
Bächinger	1997	C-Dynamik der Böden sowie Ertragsentwicklung im...	Dauerfeldversuche an d...	Book Section	09.11.2009
Baumekäfer	1987	Dauerfeldversuche in Thytow	Dauerfeldversuche an d...	Book Section	09.11.2009
Bischoff	1997	Auswirkungen langjähriger differenzierter organisch...	Abfallstoffe als Dünger...	Conference Procee...	09.11.2009
Bischoff	1995	Der Internationale Organische Stickstoffdüngung...	Arch. Acker Pfl. Boden	Journal Article	09.11.2009
Bischoff	2000	Der Internationale Organische Stickstoffdüngung...	IOSDV Internationale or...	Book Section	09.11.2009
Bischoff	1997	Der Internationale Organische Stickstoff-Düngung...	Arch. Acker Pfl. Boden	Journal Article	09.11.2009
Boguszewski	1976	Ergebnisse aus dem langjährigen Stallmist-Schäpfl...	Z. Acker- und Pflanzenb...	Journal Article	09.11.2009
Boguszewski	1991	Die Wirkung verschiedener organischer Dünger auf	Umweltaspekte 1997 Le...	Book Section	09.11.2009
Boguszewski	1997	Die Wirkung von sechs Formen der organischen Dü...	Kongressband 1997 Le...	Book Section	09.11.2009
de Haan	1979	Einfluß von organischer Düngung auf das maximale	Landwirtschaftliche For...	Journal Article	09.11.2009
Dobruck	1976	Untersuchungen über getreideriche Fruchtfolgen un...	FB 16. Angewandte Bi...	Thesis	09.11.2009
Diez	1997	Veränderungen der Bodenparameter im Internatio...	Arch. Acker Pfl. Boden	Journal Article	09.11.2009
Diez	1997	Wirkung langjähriger Kompostdüngung auf Pflanzen...	Agribiol. Res.	Journal Article	09.11.2009
Droeven	1982	Long term effects of different systems of organic ma...	Soil Degradation: Proc...	Book Section	09.11.2009
e.v.	2006	Gute Humus- und Kalkwirkung bei der Landwirtschaft...	Info-Dienst der Bundes...	Generic	09.11.2009
Eich	1982	Ertragsentwicklung und Entwicklung der Getreide an...	80 Jahre Statistischer Ver...	Book Section	09.11.2009
Elmer	1997	Statischer Nährstoffmangelversuch	Dauerfeldversuche an d...	Book Section	09.11.2009
Elmer	1997	Statischer Düngungs- und Beregnungsversuch	Dauerfeldversuche an d...	Book Section	09.11.2009
Fleißbach	2007	Soil organic matter and biological soil quality indicat...	Agriculture, Ecosystem...	Journal Article	09.11.2009
Franko	2007	Validation of the CANDY model with Russian long-te...	Reg Environ Change	Journal Article	09.11.2009
Garz	1999	Dre Dauerdüngungsversuche in Halle (Saale), Beir...	Reg Environ Change	Book	09.11.2009
Goltha	1989	Der Einfluß verschiedener Formen der organischen	Fachbereich Agrarwiss...	Thesis	09.11.2009
Goldbach	2001	Verwertung von Sekundärschlackdüngern in der La...	52. Hochschultagung d...	Conference Procee...	09.11.2009
Grimm	1983	Die chemischen Bodenparameterverhalten des Pflanzsch...	Internat. für Pflanzenerz...	Thesis	09.11.2009

Search Results:
Year: 1987
Title: Produktqualität und Düngung - mineralisch, organisch, biologisch-dynamisch
Series Title: Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten; Reihe A: Angewandte Wissenschaft; Heft 345
City: Münster-Hiltrup
Publisher: Landwirtschaftsverlag GmbH
Number of Pages: 225 S.
Short Title: Produktqualität und Düngung - mineralisch, organisch, biologisch-dynamisch

Abbildung 3: Literaturdatenbank (Screenshot) zu den Dauerversuchen

Nach folgenden Kriterien wurden Güteklassen für die einzelnen Versuchsvarianten im Gesamtdatensatz für die weitere Verwendungsmöglichkeit der Daten festgelegt:

Güteklasse KI1:

■ Hier ist die Datenherkunft zweifelsfrei klar und alle Werte liegen als Jahreswert vor. Diese Datensätze sind für die Parameterbestimmung geeignet.

Güteklasse KI2:

■ Hier existieren Unklarheiten in den Datengrundlagen und/oder nur Mittelwerte z. B. bei der Angabe der Erträge.

Güteklasse KI3:

■ Dies betrifft Datensätze, die wegen vorliegender Unklarheiten nicht zur Parameterableitung geeignet sind.

Die Datenbasis „Gesamtdatensatz“ repräsentiert folgende Güteklassen (Abb. 4) und Bodenarten (0-30 cm Bodentiefe, Abb. 5).

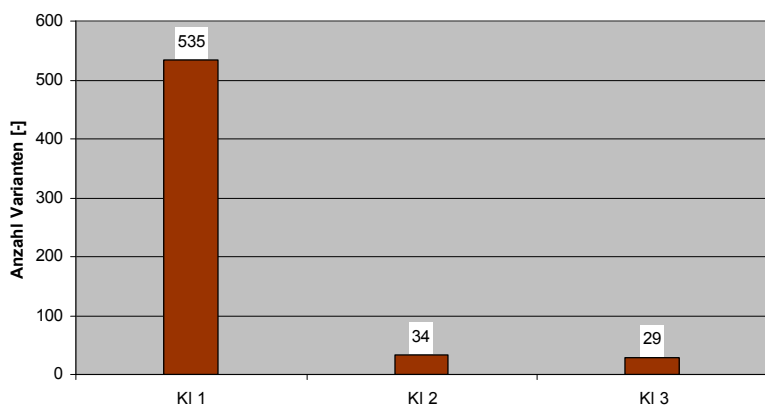


Abbildung 4: Gruppierung der Versuchsvarianten (n = 598) in Güteklassen in Abhängigkeit von der Qualität der Eingangsdaten und der Messwerte

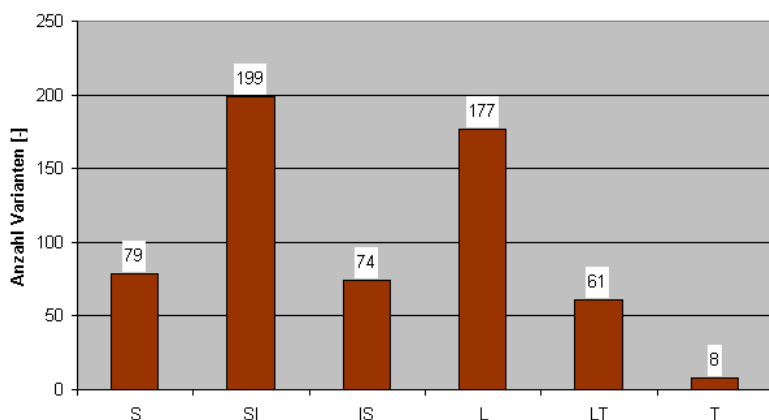


Abbildung 5: Gruppierung der Versuchsvarianten (n = 598) nach Bodenarten in 0-30 cm Tiefe gemäß Reichsbodenschätzung (RBS)

Aus der Abbildung 4 wird deutlich, dass 90 % der Versuchsvarianten in die Güteklasse Kl 1 fallen. Die Verteilung der Versuchsvarianten über die Bodenarten der Reichsbodenschätzung ist ungleichmäßig (Abb. 5). Während der Hauptteil der Versuchsvarianten die Bodenarten anlehmiger Sand (Sl) oder Lehm (L) aufweist, sind die Tonböden (T) mit acht Versuchsvarianten nur marginal vertreten. Alle acht Versuchsvarianten mit Tonböden gehören zum Versuchsstandort Järna in Schweden.

Für die Modellierung des C-N-Bodenhaushaltes mit dem Modell CCB war eine unterschiedliche Anzahl an C_{org} - und N_T -Messwerten für die 41 Standorte verfügbar (Tab. 1). Mit je ca. 600 Messwerten waren für die Versuche Methau_DV und Spröda_DV die meisten C_{org} - und N_T -Messwerte verfügbar. Für 22 Versuche waren keine N_T -Messwerte vorhanden.

Tabelle 1: Anzahl der verfügbaren C_{org}- und N_t-Messwerte für die Bodentiefe 0-30 cm nach Versuchen

Versuch	Anzahl C _{org} -Messwerte	Anzahl N _t -Messwerte	Versuch	Anzahl C _{org} -Messwerte	Anzahl N _t -Messwerte
Bad Lauchstädt	183		Müncheberg125	24	24
Barybino (Russ)	50		Noord-Brabant201	4	
Berlin-Dahlem	12	12	Noordoostpolder197	4	
Darmstadt (Öko)	135	81	Pforzheim	24	
Darmstadt (Öko)14	18		Prag	121	
Dikopshof	24	24	Puch127	4	4
Dülmen	12	12	Puch26	100	100
Ellwangen	72	84	Puch28	8	4
Forchheim	110	108	Rauischholzhausen74	36	36
Gembloux	84		Rauischholzhausen75	12	12
Göttingen	6	4	Rauischholzhausen78	24	24
Grakov (Ukr)	27		Rauischholzhausen84	175	180
Groß Kreuz M04	425	450	Roda	30	24
Groß Kreuz M70	143	150	Schädtbek	12	12
Groß Kreuz P60	328	349	Seehausen140	32	
Güterfelde öko FF	8	4	Seehausen143	60	
Halle	83	4	Seehausen144	14	14
Halle91	6	6	Seehausen148	16	16
Halle96	14	12	Speyer153	18	18
Heidenheim	78	84	Speyer154	45	29
Heino195	15		Spröda	46	
Heino200	4		spröda_b17	144	144
Järna	32	32	Spröda_DV	594	594
Järna	32	32	Stockach	108	108
Keszthely	12		Therwil öko (CH)	64	28
Lauterbach	6		Thyrow	72	
Lentförden	12	12	Thyrow165	56	16
Meckenheim53	29	28	Thyrow168	49	
Meckenheim54	27	27	Thyrow170	24	16
methau_b17	144	144	Völkenrode	10	
Methau_DV	612	594	Weierbach	104	108
Müncheberg	42		Wildeshausen	6	
Müncheberg118	336		Yachenka (BelaRuss)	12	

Werden die in Tabelle 1 dargestellten Versuche nach Versuchsvarianten aufgegliedert, die weniger als drei C_{org} -Messwerte besitzen, wird ersichtlich, dass dies 217 der 598 Versuchsvarianten betrifft. Dies entspricht 36 % der Versuchsvarianten. Für jede Versuchsvariante waren mindestens zwei Messwerte (außer die Variante Spröda 156 var. 2.4) vorhanden. Beim N_t waren für 25 % der Versuchsvarianten weniger als drei N_t -Messwerte und für 29 % der Versuchsvarianten keine N_t -Messwerte verfügbar.

In der Abbildung 6 wurde die Verteilung der C_{org} - und N_t -Messwerte nach Bodenarten (0-30 cm, RBS) dargestellt. Für jede Bodenart standen Messwerte zur Verfügung. Für die Bodenarten L und SI lagen die meisten Messwerte vor. Nur für die Bodenart lehmiger Sand war eine höhere Anzahl an N_t - als an C_{org} -Messwerten verfügbar.

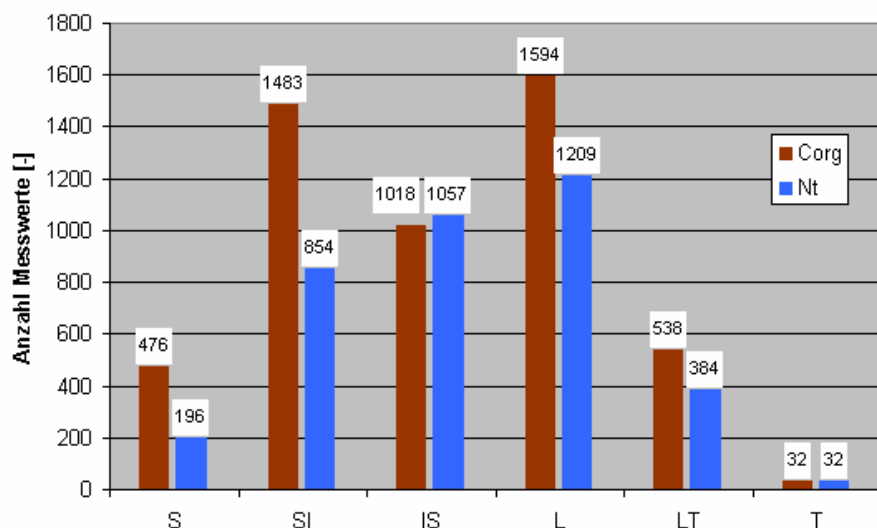


Abbildung 6: Anzahl der verfügbaren C_{org} - und N_t -Messwerte (Gesamtdatensatz) für die Bodentiefe 0-30 cm nach Bodenarten (RBS)

3.2 Beschreibung des Modells CCB zur Abbildung der C- und N-Dynamik

3.2.1 Datenmodell und Modellalgorithmen

Als Basis für die Entwicklung des Verfahrens **CANDY Carbon Balance (CCB)** diente das C-N-Prozessmodell **CANDY** (FRANKO 1989). Für die Abbildung der Umsatzbedingungen unter Praxisvoraussetzungen wird im Modell CCB die standorttypische biologische Aktivität (BAT) nach FRANKO & OELSCHLÄGEL (1995) durch eine Gleichung aus einfach zugänglichen Standortgrunddaten der Reichsbodenschätzung (RBS) und aus den Klimadaten (Abb. 1) berechnet. Stoffflüsse hinsichtlich Kohlenstoff und Stickstoff werden in Jahresschritten modelliert.

Das Modell ermöglicht die Prozesssimulation in Jahresschritten, beginnend mit einem C_{org} - und N_t -Startwert, letzterer fakultativ. Als Antrieb dienen die aus den Klima- und Bodenparametern berechnete BAT, die Fruchtfolge sowie die C- und N-Zufuhr über die organischen und mineralischen Düngemittel. Die Eingabe des N-Entzuges ist möglich. Alle Daten sind in einer Datenbank abgelegt. Diese können dort direkt oder über die Anwenderoberfläche bearbeitet werden. Die Simulation des C-N-Umsatzes verlangt grundlegende physikalische Bodenparameter. CCB erfordert aber keine vollständige Angabe dieser intern benutzten bodenphysikalischen Parameter. Ausgehend von einem minimalen Datenumfang (Abb. 1) werden weitere, von den Modellalgorithmen benutzte Parameter mittels Pedotransferfunktionen bestimmt, falls diese nicht durch den Anwender eingegeben wurden.

Das dem CCB-Modell zugrunde liegende Datenmodell (Tabellenstruktur der Access-Datenbank) ist in der Abbildung 7 dargestellt worden. Das Datenmodell zeigt die Verknüpfung der Basisdaten (Boden, Klima, Bewirtschaftung) mit den Versuchsvarianten oder landwirtschaftlichen Praxisschlägen. Zusätzlich können den Versuchsvarianten auch Messwerte zugeordnet werden. Die verwendeten Kulturarten werden über die Tabellen der Pflanzenparameter, der organischen Dünger, sowie der Ernte- und Wurzelrückstände näher beschrieben. In Abbildung 8 ist die Berechnung des C-Umsatzes (Pools und Flüsse) im Modell CCB zusammenfassend dargestellt. Die Modellalgorithmen sowie alle Parameter der Fruchtarten und organischen Materialien sind in FRANKO et al. (2011) ausführlich dokumentiert worden.

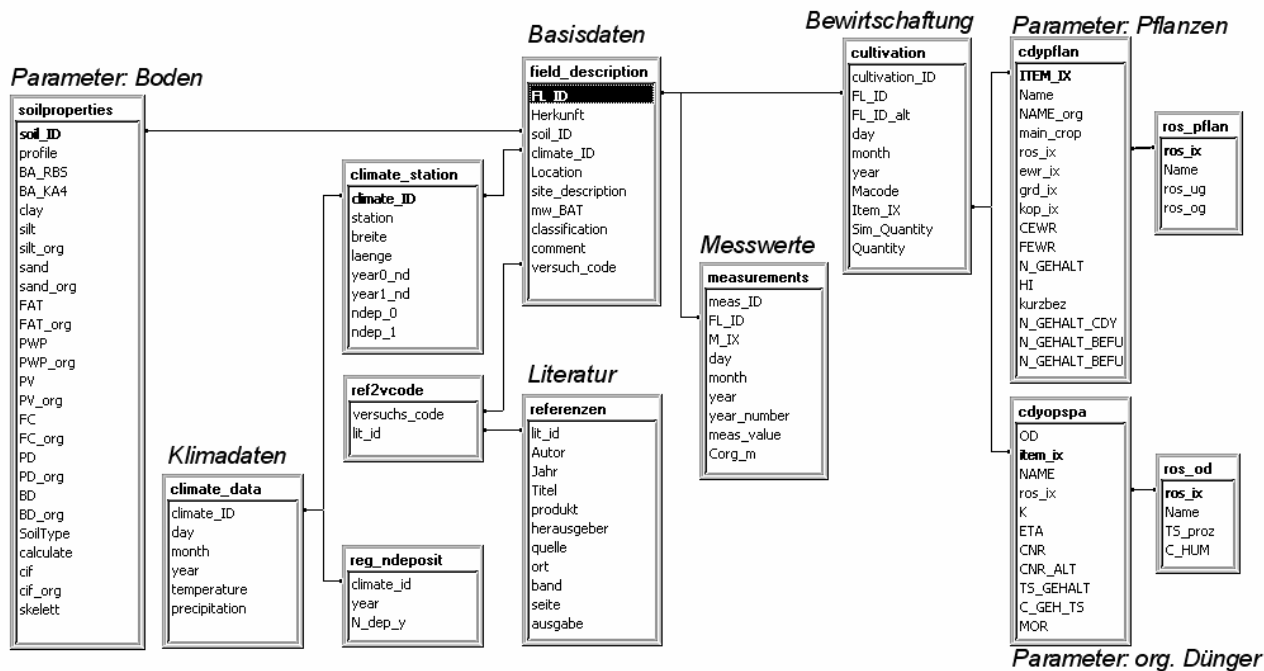


Abbildung 7: Das grundlegende CCB-Datenmodell

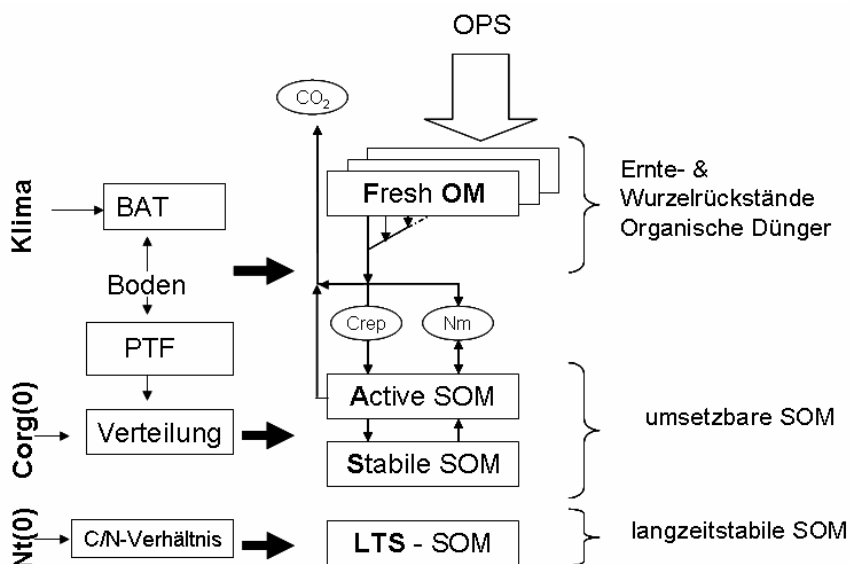


Abbildung 8: Genereller Aufbau des Modells CCB (Abkürzungen siehe Verzeichnis)

3.2.2 Modellstart

Zum Modellstart werden die aktuellen Mengen für die verschiedenen C-Pools (Active SOM, Stabile SOM, LTS-SOM) ausgehend vom vorgegebenen C_{org} -Wert zum Zeitschritt 0 berechnet. Die jetzige Programmversion ermöglicht die Prozesssimulation in Jahresschritten, beginnend mit einem gemessenen C_{org} - und N_t -Startwert (fakultativ). Als Antrieb dienen die aus den Klima- und Bodenparametern berechnete BAT (biologische aktive Zeit), die Fruchtfolge inklusive Ertrag sowie die C- und N-Zufuhr über organische und mineralische Düngemittel. Als zusätzliche Eingabegröße können in der aktuellen Version auch N_t -Messwerte des Bodens verarbeitet werden. Alle Daten sind in einer ACCESS-Datenbank abgelegt. Diese können direkt in der Datenbank oder über die Anwenderoberfläche gepflegt werden.

Es gibt zwei Varianten, das CCB-Modell für Modellierungen zu nutzen – den Praxis- und den Expertenmodus. Für die Nutzung des CCB-Modells im Praxismodus wurde ein ausführliches Nutzerhandbuch verfasst.

Zur Versuchsdokumentation und erleichterten Dateneingabe bzw. -kontrolle wurde im Expertenmodus eine Schnittstelle des CCB zur Literaturverwaltung eingerichtet. Hier können beliebige Dokumente (z. B. Veröffentlichungen, Versuchsberichte) in digitaler Form mit dem entsprechenden Versuch verknüpft werden. Es können auch Datensätze aus Literaturlisten (z. B. Endnote, Reference, Manager etc.) im RIS-Format importiert werden. Die Modellversion im Expertenmodus bietet auch die Möglichkeit, zwischen verschiedenen Gleichungen zur Berechnung der biologisch aktiven Zeit (BAT) umzuschalten. Weiterhin wurde im Expertenmodus eine Schnittstelle zur statistischen Datenauswertung mit dem freien Statistikprogramm „R“ (<http://cran.r-project.org>) geschaffen. Somit kann eine große Breite von Verfahren der statistischen Datenanalyse genutzt werden.

CCB bietet die Möglichkeit von Szenariorechnungen. Hier können Effekte von Änderungen der Klimadaten sowie von Fruchtfolge- und Düngungsanpassungen auf die Humusreproduktion und N-Mineralisation studiert werden. Das Modell inklusive Handbuch und einer Beispielsdatei kann unter <http://www.ufz.de/ccb> heruntergeladen werden. Die R-Scripte aus der Modellvalidierung sind als Anregung auf der gleichen Internetseite zusammengestellt worden.

3.2.3 Berechnung des C-Umsatzes

Die Menge des anfallenden Kohlenstoffs aus der organischen Primärschicht (OPS) ergibt sich einmal aus den angegebenen Mengen organischer Dünger und andererseits ertragsabhängig aus den Ernte- und Wurzelrückständen. Diese Mengenergebnisse erfolgen modellintern.

Die Berechnung der Umsätze für die einzelnen Pools der OPS (anfallendes organisches Material aufgeteilt nach Qualität) erfolgt in Jahresschritten, könnte aber in zukünftigen Modellversionen bei Vorlage höher aufgelöster Daten auch auf Monatsebene berechnet werden. Voraussetzung ist hierfür die Berechnung der BAT in Monatsschritten. Dazu ist eine Verteilung der Jahressumme auf die einzelnen Monate vorzunehmen. Dies ist nach entsprechenden Erfahrungen (FRANKO 1989) standortabhängig.

Die N-Mineralisierung wird in Jahresscheiben aufgezeichnet. Für die Saldoberechnung wird auf die in der Tabelle der Bewirtschaftungsdaten (cultivation) eingegebenen Erträge der Fruchtarten (Voraussetzung für die Bestimmung der N-Entzüge) und Mineral-N-Düngungswerte zurückgegriffen. Um Störungen zu vermeiden, ist zu empfehlen, in den Varianten ohne N-Mineraldüngung mindestens einen Datensatz mit der Düngermenge 0 anzugeben, um zwischen „keine Information“ und „keine N-Düngung“ zu unterscheiden. In der Tabelle CDYPFLAN sind die N-Gehalte der Kulturarten nach CCB (Standardeinstellung) und des Programms BEFU (FÖRSTER et al. 2011) enthalten.

3.2.4 Faktor zur Definition der langzeitstabilen organischen Bodensubstanz

Der CIPS-basierte Ansatz (KUKA et al. 2007) mit Berücksichtigung der Bodenphysik wird als Standard im CCB verwendet, weil geprüfte alternative Ansätze (nach FALLOON et al. 1998; nach KÖRSCHENS et al. 1980) als nicht effektiv im Sinne der Modellanpassung bewertet wurden. Für spezielle Vorhaben kann in den Bodenparametern ein anders bestimmter Faktor (F_{its}) direkt angegeben werden.

3.3 Berechnung verschiedener Stufen der N-Bilanz

3.3.1 Berechnung der klassischen Schlagbilanz

In einer Bilanz werden die Zu- und Abgänge eines Stoffes in einem zeitlich und räumlich abgegrenzten System verrechnet. Insgesamt standen 598 Datensätze (Gesamtdatensatz) für die Berechnung von N-Salden aus N-Mineralisierung, Mineraldüngung/organische Düngung, legume/nichtlegume N-Bindung sowie N-Entzug zur Verfügung. Die Flächen- bzw. Schlagbilanzierung folgt dem Prinzip der Bruttosaldierung (siehe KOLBE & KÖHLER 2008). Möglichst alle Zufuhr- und Abfuhrgrößen werden erfasst (Tab. 2, Gl. 1).

Tabelle 2: Komponenten der Schlagbilanz

Nr.	Bilanz-Komponenten im CCB	Erklärung
A	n_abfuhr	N-Abfuhr mit Hauptprodukt, ggf. Koppelprodukt der Fruchtarten
Z1	n_mindg_inp	Zufuhr N-Mineraldünger
Z2	n_orgdg_inp	N-Zufuhr organischer Dünger, Koppelprodukte, die auf dem Acker verbleiben
Z3	n_leg_inp	Zufuhr symbiotische N-Bindung
Z4	n_asym_inp	Zufuhr asymbiotische N-Bindung
Z5	n_depos_inp	Zufuhr N-Deposition
Z6	n_saar_inp	N-Zufuhr mit Saat- und Pflanzgut
Z	N-Zufuhr (ges.)	N-Gesamt-Zufuhr = Z1 + Z2 + Z3 + Z4 + Z5 + Z6

$$N - \text{Saldo}_{\text{Fläche}} = Z - A \quad (\text{Gl. 1})$$

3.3.2 Berechnung unter Einbeziehung der N-Mineralisation

Der praxisgerecht vereinfachte Modellansatz von CCB kann keine direkten Veränderungen im N_{\min} -Vorrat simulieren, ermöglicht aber Aussagen zur N-Wechselwirkung (Freisetzung bzw. Festlegung) mit der organischen Bodensubstanz. Bei der Modellierung der Umsatzprozesse für C und N im Boden wird die Mineralisierung bzw. Immobilisierung von Stickstoff berechnet. Im Ergebnis dieser Rechnung erhält man einen Stickstofffluss, der zusätzlich zu den übrigen N-Quellen (Mineraldüngung, Immission, biologische N-Fixierung, N_{\min} -Untersuchung) für die Ertragsbildung zur Verfügung steht.

Bei hohen Aufwandmengen an N-armen organischen Düngern wird die zur Humusbildung benötigte N-Menge als negative N-Mineralisierung ausgewiesen. Bei der Interpretation dieser Daten ist zu beachten, dass das CCB nicht den Pool an mineralisiertem N im Boden behandelt, sondern nur die Änderungspotenziale für diesen Pool ausweist. Bei einer ausgewiesenen Immobilisierung wird also unterstellt, dass diese N-Menge auch tatsächlich zur

Verfügung steht. Falls dies nicht der Fall wäre, würde die Umsetzung der organischen Primärschubstanz durch den Stickstoffmangel gehemmt.

Für eine Reihe praktischer Bewertungen ist die Kenntnis der mit dem Humusumsatz verbundenen N-Flüsse eine wichtige Kenngröße. Betrachtet man eine gesamte Fruchtfolge, so werden in einzelnen Jahren Überhänge an Stickstoff entstehen, die je nach den standort- und jahresspezifischen Verlusten in der vegetationslosen Zeit, der Folgefrucht anteilig zur Verfügung stehen. Der jeweilige N-Saldo eines Wirtschaftsjahres liefert dazu eine wichtige Information. Durch die bereits erwähnten Verluste zwischen zwei Vegetationsperioden wird dieser Betrag jedoch verringert. Diese Verluste entstehen durch Auswaschung und auch durch mikrobiell induzierte Bildung von Spurengasen und sind, vereinfacht ausgedrückt, der Größe des vorhandenen Pools an mineralisiertem N proportional. Die Berechnung der N-Mineralisierung (N_m) wird im CCB in Jahresscheiben vorgenommen. Hierbei dient die N-Mineralisation als Basis zur Optimierung von Verfahren zur Fruchtfolgeplanung und N-Düngungsbestimmung. Die Komponenten können aber auch für den Gesamtdatensatz der Dauerversuche im Durchschnitt der Versuchsjahre berechnet werden, wobei wiederum eine Form der Flächenbilanzierung (N-Saldo_{Boden}) erstellt werden kann (Tab. 3; Gl. 2).

Tabelle 3: Komponenten der Flächenbilanz unter Einbeziehung der N-Mineralisation

Nr.	Bilanz-Komponenten im CCB	Erklärung
A	n_pflanze_out	N-Aufnahme in die Pflanze = N-EWR + N-Koppel- + N-Hauptprodukt der Fruchtarten
Z1	n_mindg_inp	Zufuhr N-Mineraldünger
Z2	n_mos_inp	Zufuhr N-Mineralisierung (N_m)
Z3	n_leg_inp	Zufuhr symbiotische N-Bindung
Z4	n_asym_inp	Zufuhr asymbiotische N-Bindung
Z5	n_depos_inp	Zufuhr N-Deposition
Z6	n_saar_inp	N-Zufuhr mit Saat- und Pflanzgut
Z(incl. N_m)	N-Zufuhr (ges.)	N-Gesamt-Zufuhr = $x_1 + x_2 + x_3 + x_4 + x_5 + x_6$

$$N - \text{Saldo}_{\text{Boden}} = Z_{(\text{incl. } N_m)} - A \quad (\text{Gl. 2})$$

Die Komponente N-Mineralisation stellt dabei die Summe der N-Freisetzung aus der zugeführten organischen Substanz aus EWR der Fruchtarten, der organischen Dünger sowie des Humusumsatzes des Bodens dar. Die N-Gesamtzufuhr ist die Summe aus allen aufgeführten N-Quellen. Hierbei ist zu beachten, dass nur in den Fällen eine symbiotische N-Zufuhr für die Jahre angerechnet wird, in denen diese Leguminosen als Haupt- oder Zwischenfrucht auch angebaut worden sind. Die N-Aufnahme stellt die N-Summen aus Haupt- und Nebenprodukten sowie den Ernte- und Wurzelrückständen (EWR) der Fruchtarten und Zwischenfrüchte dar. Im Gegensatz zu den Schlagbilanzen, bei denen nur die von der Fläche abgeführten N-Mengen in Haupt- und Nebenprodukten angerechnet werden (vgl. Tab. 2), werden hier die gesamten von einem heranwachsenden Pflanzenbestand eines Jahres aufgenommenen N-Mengen angerechnet.

3.4 Methodik zur Fehleranalyse

3.4.1 Grundsätzliche Überlegungen

Die quantitative Einschätzung der Modellgenauigkeit (goodness of fit) basiert auf dem Vergleich der beobachteten und simulierten Werte mittels eines oder mehrerer Gütemaße. Hierdurch kann bestimmt werden, mit welcher quantitativen Genauigkeit ein Modell arbeitet. Dies stellt einen wesentlichen Bestandteil der Modellvalidierung dar (KIRBY et al. 1993). Im Allgemeinen kann zwischen absoluten und relativen Gütemaßen unterschieden werden. Relative Gütemaße haben aufgrund ihrer Dimensionslosigkeit den Vorteil, dass sie einfach auf andere Modelle und räumliche Gebiete übertragen werden können und somit eine gute Vergleichbarkeit gegeben ist. Absolute Gütemaße stellen den Fehler in den Einheiten der Modellvariablen dar. Die Einschätzung des Modellverhaltes sollte immer absolute und relative Gütemaße enthalten. Dabei sollte die Anzahl der verwendeten Gütemaße gering sein (ASCE 2009). Zusätzlich zur quantitativen Beurteilung der Modellgüte ist eine qualitative Modelleinschätzung anhand einer visuellen Analyse der Übereinstimmung in der Darstellung der gemessenen und simulierten Werte hilfreich. Dadurch kann der Modellanwender sich einen Überblick über das generelle Modellverhalten schaffen und die Möglichkeiten des Modells abschätzen.

Im vorliegenden Fall verfolgen die Modellierarbeiten letztlich das Ziel, eine Prognose der Humusdynamik und der Mineralisierungsprozesse im Boden zu berechnen. Dabei muss man prinzipiell von der Hypothese ausgehen, dass die vorliegende Variation in den vorhandenen Datenreihen durch die Modellantriebe den in der Zukunft zu erwartenden Veränderungen entspricht und auch die modellierten Zustandsgrößen in dem beobachteten Bereich bleiben. Grundsätzliche Systemveränderungen (z. B. Bodenverlust durch Erosionsabtrag) und deren Wirkung auf die Zustandsgröße C_{org} können natürlich nicht vorhergesagt werden, wenn diese Prozesse nicht einbezogen sind bzw. auch zuvor nicht beobachtet wurden.

Änderungen im Anbau, in der Düngung und im Wetterablauf sollten dagegen in ihrer Wirkung auf die betrachtete Zustandsgröße prognostiziert werden. Man bezeichnet diese Größen, deren Wirkung das Modell beschreiben soll, als Modellantrieb oder „driver“. Voraussetzung für die Prognosefähigkeit ist es, dass die jeweilige Auswirkung eines „drivers“ auf die betrachtete Zustandsgröße (hier Mineralisierung bzw. Humusgehalt) richtig abgebildet wird. Durch die hohe Komplexität des betrachteten Systems ist es nicht immer ausreichend, die „driver“ über den Beobachtungszeitraum als Mittelwerte zu betrachten. Um die richtige Abbildung der „driver“ auf das Systemverhalten zu bewerten, ist es besser, den zeitlichen Ablauf im Detail zu analysieren. Bezogen auf die hier verfolgte Zielstellung ist es also erforderlich, bei der Gütebewertung das Zeitverhalten des Modells zu berücksichtigen. Dies erfolgt am besten über eine möglichst dichte und gleichmäßig über die Zeit verteilte Reihe von Beobachtungswerten. Hierzu kann die Reduktion der Betrachtung auf nur einen Anfangs- und Endwert zu unzureichenden Aussagen über die Prognosequalität eines Modells führen (Abb. 9).

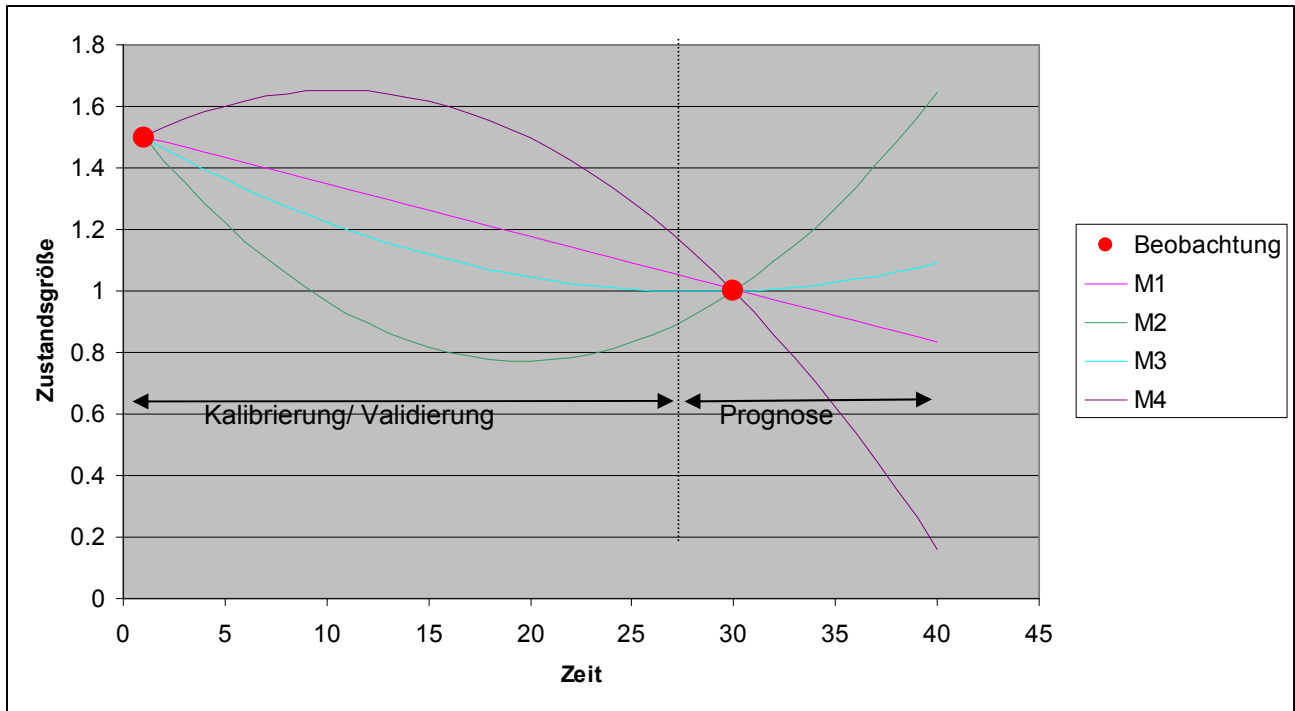


Abbildung 9: Fiktive Anpassung verschiedener Modelle an zwei Beobachtungspunkte

Kennt man zu zwei Zeitpunkten den Wert einer dynamischen Zustandsgröße (Abb. 9), so lassen sich nahezu beliebige Modelle an diese Daten anpassen. Wie das Beispiel zeigt, haben alle diese Modelle die gleiche Güte ($ME = 0$, $RMSE = 0$) bei der Abbildung der zwei Beobachtungswerte (Anfangs- und Endwert, die exakt getroffen werden). Sie unterscheiden sich aber gravierend im Zeitverhalten und liefern sehr unterschiedliche Prognosewerte. Erst weitere Beobachtungen erhöhen die Wahrscheinlichkeit der Prognosefähigkeit (M1, M2, M3, M4 = theoretische Modellläufe). Davon ausgehend, dass das zukünftige Systemverhalten durch die gleiche Wirkung der „driver“ wie im Beobachtungszeitraum bestimmt ist, wird also die Prognosegüte durch die Anpassung des Modells an den beobachteten Verlauf der jeweils betrachteten Zustandsgröße bestimmt.

Bei der Bewertung dieser Anpassung gibt es das grundsätzliche Problem, dass alle Beobachtungswerte mit einem Fehler behaftet sind, so dass der wahre Systemzustand sich in einem Intervall um den Beobachtungswert befindet. Würde man fordern, jeden Beobachtungswert mit einem Modell exakt zu berechnen, bezieht man eine scheinbare, durch die Fehlerstreuung verursachte Dynamik in die Systembeschreibung ein, was zu den bekannten überparametrisierten Modellen führen würde, deren Prognosefähigkeit wieder ungenügend sein kann. Das Wissen um die Güte der Beobachtung ist also essentiell bei der Modellkalibrierung.

Neben diesen theoretischen Grundsätzen kommt es bei der praktischen Umsetzung jedoch oft zu fließenden Übergängen, die die o. a. absolute Gültigkeit der Aussagen wieder einschränken. So können in der Regel von den in Abbildung 9 aufgeführten theoretischen Modellläufen die meisten von vornherein ausgeschlossen werden. Zudem soll durch die statistische Prüfung oft nicht ein in der Regel fixierter Verlauf der Prognose bewertet werden, sondern lediglich eine Bewertung der Abweichung des Endpunktes erfolgen. Auch die Feststellung, dass der Endpunkt der Beobachtung einer Streuung unterliegt, ist oft nur von untergeordneter Bedeutung. Je höher die Anzahl (vergleichbarer) Varianten in der zu tätigen statistischen Analyse ist, umso unbedeutender ist die zufällige Abweichung einer Variante. Um diesen Fehler so klein wie möglich zu halten, ist in den vorliegenden Auswertungen eine möglichst große Anzahl an Standorten und Versuchsvarianten eingeflossen.

3.4.2 Klassische Verfahren zur Fehleranalyse

Für die statistischen Analysen wurde die Statistiksoftware R Version 2.7.1 genutzt (R Development Core Team, 2008). Teile der verwendeten Scripte können unter <http://www.ufz.de/ccb> heruntergeladen werden. Hinsichtlich der Bewertung von Modellergebnissen existiert in der Literatur eine Vielzahl von Indizes (vgl. LOAGUE & GREEN 1991; SMITH et al. 1997). Für die Bewertung des CCB Modellverhaltes wurden der root mean square error (RMSE, Gl. 3), der mean error (ME, Gl. 5), der standard error of mean (SEM, Gl. 7) und der Pearson'sche Korrelationskoeffizient (r , Gl. 8) für gemessene (O) und modellierte (P) C_{org} -Werte für eine Anzahl (n) von Messwerten verwendet (Tab. 4).

Tabelle 4: Genutzte Gütemaße zur Fehlerbewertung und deren Bezeichnung im Modell

Größe	Beschreibung	Inhalt
O_i	gemessener Wert zum Zeitschritt i	M%
P_i	modellierter Wert zum Zeitschritt i	M%
n	Anzahl Messungen	-
RMSE, RMSE _{rel}	Mittlerer quadrat. Fehler (root mean square error)	M% oder %
ME, ME _{rel}	Mittlerer Fehler (mean error)	M% oder %
SEM	Standardfehler der mittleren Differenz (standard error of the mean difference)	M%
σ	Standardabweichung der Differenz O-P	M%
r	Pearson'sche Korrelationskoeffizienten	-

Aufgrund der Vorzeichen bei der Betrachtung des mittleren Fehlers ME (auch als MED bezeichnet) kann eine generelle Über- oder Unterschätzung erkannt werden. Die Wurzel aus dem mittleren quadratischen Fehler RMSE (root mean square error) wird als klassisches Gütemaß bezeichnet. Hierbei werden die größeren Differenzen zwischen den gemessenen und simulierten Werten überproportional hoch bewertet (Gl. 3). Die Einheit des ME und des RMSE ergibt sich aus den Einheiten der Eingangswerte. Die Güte der simulierten Werte hängt von der zeitlichen Auflösung der Eingangsdaten und deren Fehlerbereich ab.

Die Entscheidung über das Vorliegen einer systematischen signifikanten Abweichung (bias) erfolgt in Abhängigkeit von den Werten für SEM und ME, wenn $SEM < ME$. Eine systematische Abweichung kann nicht festgestellt werden, wenn die Streuung s den Wert des mittleren Fehlers überschreitet.

Der Pearson'sche Korrelationskoeffizienten r beschreibt den Grad der Kollinearität zwischen gemessenen und simulierten Werten. Dieses Fehlermaß variiert zwischen -1 bis +1. Es hat allerdings für die Beurteilung des Modellverhaltens nur einen begrenzten Wert, weil hier nur die linearen Beziehungen zwischen den Variablen bewertet werden. Es ist unsensitiv gegenüber zusätzlichen und proportionalen Unterschieden zwischen den Modellsimulationen und den Messungen.

Hinsichtlich der Berücksichtigung verschiedener C_{org} -Niveaus der Böden wurden auch relative Werte verwendet $RMSE_{rel}$ and ME_{rel} (Gl. 4; Gl. 6). Allgemeine Grenzwerte für eine erfolgreiche Modellvalidierung von C-Modellen gibt es nicht. Eine gute Übereinstimmung von Mess- und Modellwerten ist erreicht, wenn die Werte für RMSE, $RMSE_{rel}$, ME, ME_{rel} , SEM und der Wert $(1 - r)$ möglichst nahe 0 liegen.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{n}} \quad (\text{Gl. 3})$$

$$RMSE_{rel} = \frac{100}{O} \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{n}} \quad (\text{Gl. 4})$$

$$ME = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} (O_i - P_i)}{n} \quad (\text{Gl. 5})$$

$$ME_{rel} = \frac{100}{O} \frac{\sum_{i=1}^{i=n} (O_i - P_i)}{n} \quad (\text{Gl. 6})$$

$$SEM = \sqrt{\frac{\sigma^2}{n}} \quad (\text{Gl. 7})$$

$$r = \frac{\sum O_i P_i - \frac{1}{n} (\sum O_i) \cdot (\sum P_i)}{\sqrt{\left[\sum O_i^2 - \frac{1}{n} (\sum O_i)^2 \right] \left[\sum P_i^2 - \frac{1}{n} (\sum P_i)^2 \right]}} \quad (\text{Gl. 8})$$

Die Korrelation zwischen O_i und P_i ist signifikant, wenn der Wert für T_0 (Gl. 9) nicht niedriger als der kritische Wert (rechtsschief) der Student's T-Verteilung ($p=0.95$, $f=n-2$) ist.

$$T_0(r) = |r| \frac{\sqrt{(n-2)}}{\sqrt{1-r^2}} \quad (\text{Gl. 9})$$

3.4.3 Ergänzende Verfahren zur Fehleranalyse

Wenn die Anfangswerte für C_{org} und N_t aus den Versuchen direkt oder indirekt als mittlere Ausgangswerte für die Modellsimulationen festgelegt wurden, waren in der Regel die statistischen Parameter ME und RMSE bei Verrechnung der den Anfangswerten (zeitlich) folgenden Werte sehr niedrig. Im Idealfall war keine Variation festzustellen, weil zwischen den Anfangswerten und den nachfolgenden experimentellen Werten kaum Unterschiede bestanden. Dagegen wurden bei Verrechnung vom Anfangswert (zeitlich) weiter entfernter Ergebnisse die statistischen Unterschiede größer. Auf diese Weise entstand bei Verwendung der gesamten Ergebnisse in den statistischen Parametern der Versuchsvarianten eine gewisse Verzerrung indem die statistischen Parameter relativ niedrige Werte annehmen. Dieser Nachteil tritt auch dann besonders stark hervor, wenn in der Anfangsphase des Versuches eine hohe Anzahl an Messwerten vorliegt, in der Endphase jedoch nicht.

Hierdurch entstand der Eindruck, dass im Vergleich zur Wirklichkeit eine zu gute Anpassung der Modellwerte an die Versuchsdaten impliziert wurde. Oft wurden durchschnittliche Werte ermittelt, die z. T. deutlich unter der Fehlerstreuung der Feldversuche lagen. Damit eine möglichst gleichwertige Bewertung der Varianten und zudem eine

bessere Vergleichbarkeit der erlangten Ergebnisse mit anderen Analysen hergestellt werden konnte, wurde nach Wegen gesucht, diese Nachteile der bisherigen Verrechnung zu korrigieren. Hierzu wurden für die Berechnung der statistischen Parameter MED und RMSE nachfolgend genannte Erfassungsmethoden vergleichend gegenübergestellt:

- **M1-Alles** (in die Bewertung werden alle Versuchsjahre einbezogen: Modellwert minus Experimentwert für jeden dokumentierten Jahreswert, X Werte für jede Variante)
- **M1-1.Hälfte** (in die Bewertung werden nur Jahre der ersten Hälfte des Versuches einbezogen)
- **M1-2.Hälfte** (in die Bewertung werden nur Versuchsjahre der zweiten Hälfte einbezogen)
- **M2-Genau** (Anpassung durch Schätzung eines Versuchs-Endwertes durch Regression oder subjektiv, Modellwert minus geschätzter Endwert, 1 Wert für jede Variante, hoher Zeitaufwand)
- **M3-Ab15** (wie unter 1. beschrieben, zur Fixierung der ersten Hälfte der Versuche wurden die ersten 14 Jahre nicht berücksichtigt, wenn die Laufzeit kürzer ist, werden nur die letzten drei Jahre in die Auswertung übernommen, sonst werden alle Werte ab dem 15. Versuchsjahr einbezogen, X Werte für jede Variante, hoher Zeitaufwand).

3.5 Möglichkeiten der Optimierung der Startwerte für C_{org} und N_t

Aus den beschriebenen Modellalgorithmen wird ersichtlich, dass CCB für einen Modelllauf einen Startwert für C_{org} (und N_t) benötigt. Zur Festlegung der Startwerte kamen verschiedene Methoden zur Anwendung:

- **Erster Messwert:** Der erste verfügbare Messwert wurde als Startwert festgelegt.
- **Sichtprüfung:** Über eine Sichtprüfung wurde der Startwert von Hand festgelegt.
- **Optimierungsalgorithmus:** Zur Festlegung der Startwerte wurde ein Optimierungsverfahren angewendet: „Downhill Simplex Method in Multidimensions“ (PRESS et al. 1989). Die Summe der quadratischen Abweichungen SS (Gl. 10) zwischen berechneten und experimentell ermittelten Werten wird hierbei als Zielkriterium verwendet. Ziel ist die Minimierung dieser Größe durch die Optimierung des C_{org} -Startwertes, wobei alle anderen Parameter (siehe FRANKO et al. 2011) konstant gehalten werden.

$$SS = \sum (O_i - P_i)^2 \quad \text{(Gl. 10)}$$

- **Regressionsauswertungen:** Zur Festlegung der Startwerte kommen Methoden der Regressionsanalyse zur Anwendung. In der Regel wurde ein mittlerer Anfangswert zwischen den Ergebnissen der linearen und der quadratischen Regressionsanalyse der experimentellen Werte festgelegt.

4 Ergebnisse

4.1 Überblick zu Arbeitsschritten und Ergebnissen der einzelnen Projektphasen

Dieser Bericht vereint die Ergebnisse verschiedener Projektphasen (Tab. 5).

Tabelle 5: Projektphasen der CCB-Entwicklung und deren grundlegende Arbeitsergebnisse

Projektphase	Arbeitsergebnisse	Weiterführende Literatur
Projektphase I (2005-2007)	<ul style="list-style-type: none"> ■ Erstellung und Erweiterung der Datensammlung Dauerversuche auf Basis der Vorarbeiten von KOLBE (2005) (Datenbasis beinhaltet CANDY- und CCB-lauffähige Daten) ■ Aufnahme von Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) und Dauertestflächen (DTF) aus Sachsen u. a. Bundesländern (z. B. Niedersachsen) ■ Aufnahme von Bodendaten (BÜK 200), Klimadaten und Bewirtschaftungsdaten aus der Agrarstatistik Sachsens ■ Prüfung von vier Verfahren zur C_{inert}-Berechnung ■ erste Anpassungen zur Biologisch Aktiven Zeit (BAT) für Sachsen durch CANDY-Simulation ■ erste Validierungsarbeiten an BDF, DTF und Dauerversuchen 	<p>FRANKO et al. (2005) Zwischenbericht, sowie FRANKO & LIEß (2006) (Abschlussbericht „Erstellung und Prüfung von Verfahren des N-Umsatzes ...“)</p> <p>KOLBE & RINGE (2007) (Abschlussbericht „Erstellung und Prüfung von Verfahren des N-Umsatzes ...“)</p> <p>FRANKO & LIEß (2007) (Zwischenbericht „Abschätzung des N-Umsatzes ... Phase I“)</p>
Projektphase II (2007-2008)	<ul style="list-style-type: none"> ■ Änderung des Rechenkerns: Austausch der analytischen Näherungslösung gegen die numerische Lösung ■ Parameteranpassung für Kompost ■ Begrenzung der Poolgröße des umsetzbaren Kohlenstoffs zum Startzeitpunkt auf max. 1 M % ■ Skelettgehalt des Bodens wird bei der Umrechnung von Flächen- zu Masseanteilen verwendet ■ Parameteränderung (für Lehm Böden wird ein spezieller Radius für die Mesoporen angenommen) ■ Berechnung der BAT aus jährlichen Klimadaten (soweit vorhanden) ■ Integration der Berechnung in die BAT-Berechnung ■ Einbeziehung der N-Umsätze ■ Beendigung von Validierungsarbeiten anhand der BDF und DTF, weil deren Ergebnisse zu ungenau sind 	<p>LIEß & FRANKO (2008) (Zwischenbericht „Abschätzung des N-Umsatzes ... Phase II“)</p>

Tabelle 5: (Fortsetzung)

Projektphase	Arbeitsergebnisse	Weiterführende Literatur
Projektphase III (2008-2009)	<ul style="list-style-type: none"> ■ Die Gleichung zur Berechnung der Biologischen Aktivität (BAT) beruht auf einem statistischen Ansatz, der auf die sächsischen Verhältnisse angepasst wurde. Diese neu für die sächsischen Standorte angepasste BAT-Gleichung wurde in die Version 2008 des CCB-Modells implementiert. Die Prüfung ergab keine Modellverbesserung, sodass dieser Ansatz wieder verworfen wurde. ■ Überprüfung aller Versuchsvarianten hinsichtlich Startjahre (Aktualisierung der Bewirtschaftungsdaten und Messwerte) ■ Für die Standorte Thyrow, Forchheim, Weiherbach, Stockach, Ellwangen und Heidenheim wurden die jährlich aktuellen Klimadaten verwendet und Daten zu den N-Düngungsmaßnahmen eingearbeitet. Die Zwischenfrucht- und Leguminosenerträge wurden geprüft und aktualisiert. ■ Für die Versuche in Thyrow wurden die Beregnungsgaben extra erfasst. ■ Das Modellverhalten wurde anhand verschiedener Gütemaße geprüft. Für definierte Antriebs- und Steuergrößen wurden mögliche systematische Abweichungen geprüft. ■ Das CCB-Datenmodell wurde so erweitert, dass auch die N-Flüsse und die N_r-Gehalte abgebildet werden können. Dazu werden alle relevanten Größen ausgewiesen. Es wurde ein Ansatz zur Berechnung der legumen N-Bindung ins Modell integriert. Ebenso wurde eine Methode zur Integration der regional unterschiedlichen atmosphären N-Deposition eingebunden. ■ Mit der Statistikumgebung R (R Development Core Team, 2008) wurden Scripte verfasst und in die Modellumgebung von CCB eingebunden, so dass die statistische Auswertung anhand vorgegebener Größen für alle Versuchsvarianten durchgeführt werden kann. 	FRANKO et al. (2009) (Zwischenbericht „Abschätzung des N-Umsatzes ... Phase III)
Projektphase IV (2009-2011)	<ul style="list-style-type: none"> ■ Erstellung einer wissenschaftlich begutachteten Publikation zu Modell-aufbau und Validierung ■ Ergebnisse zur Berechnung der N-Nachlieferung aus dem Humusumsatz 	FRANKO et al. (2011)

4.2 Modellergebnisse – Teil Kohlenstoff

4.2.1 Ergebnisse der C_{org}-Modellierung und Validierung

Basis 65 Versuche mit 598 Varianten

Die nachfolgenden Auswertungen beziehen sich auf die Simulationen mit den über Regressionsauswertungen optimierten C_{org}-Startwerten auf der Basis von 65 Versuchen mit 598 Varianten. Obwohl das Modell CCB intern die SOM-Vorräte in der Einheit Masse pro Fläche berechnet, werden die Ergebnisse und zugehörigen Fehlergrößen nachfolgend in M.% dargestellt, weil dies die Originaleinheit in den entsprechenden Referenzen zu den Dauerversuchen ist. In der Abbildung 10 ist eine Häufigkeitsverteilung der verfügbaren 5.130 C_{org}-Messwerte der 65 Versuche dargestellt worden. Die höchste Anzahl der Messwerte liegt im Bereich von 0,6-1,2 M.% C_{org}. Der Median der Messwerte ist in der Abbildung 11 mit 0,97 M.% ausgewiesen worden. Das Bestimmtheitsmaß für den Vergleich zwischen gemessenen und mit dem CCB berechneten C_{org}-Werten beträgt R² = 0,986.

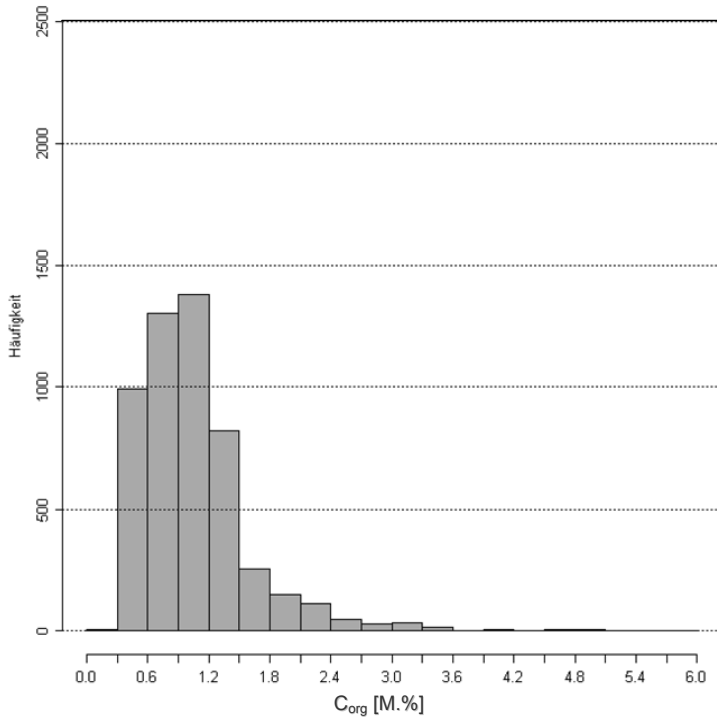


Abbildung 10: Häufigkeitsverteilung der C_{org} -Messwerte der 65 Versuche

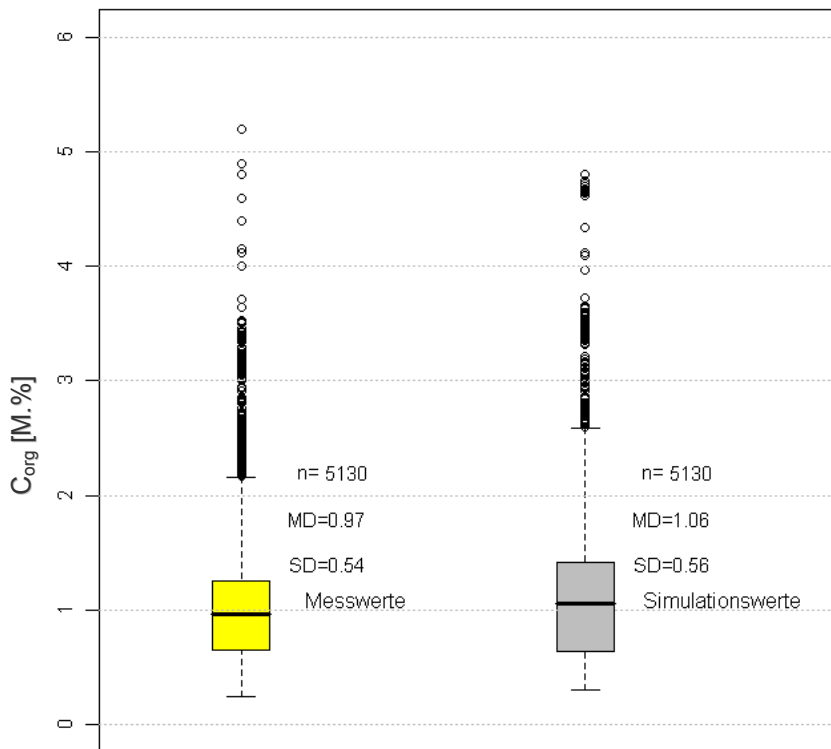


Abbildung 11: Boxplotdarstellung aller Mess- und Simulationswerte ($n = 5.130$) der 65 Versuche

In der Abbildung 11 ist eine Gegenüberstellung der gemessenen und modellierten C_{org} -Werte aufgezeigt worden. Werden die zugehörigen Fehlergrößen als Mittelwerte aller Versuchsvarianten zusammengefasst, dann wird deutlich, dass das CCB-Modell mit einem RMSE von 0,12 M.% und eine ME von -0,01 M.% eine gute Modellgüte im Mittel der Versuche aufweist.

Eine detaillierte Darstellung der Modellfehler ME und RMSE findet sich für den organischen Kohlenstoff in der Abbildung 12 und der Abbildung 13. Die Häufigkeitsverteilung des ME (Abb. 12) weist darauf hin, dass bei Abweichungen vorwiegend eine Überschätzung der C_{org} -Werte durch das Modell CCB erfolgt.

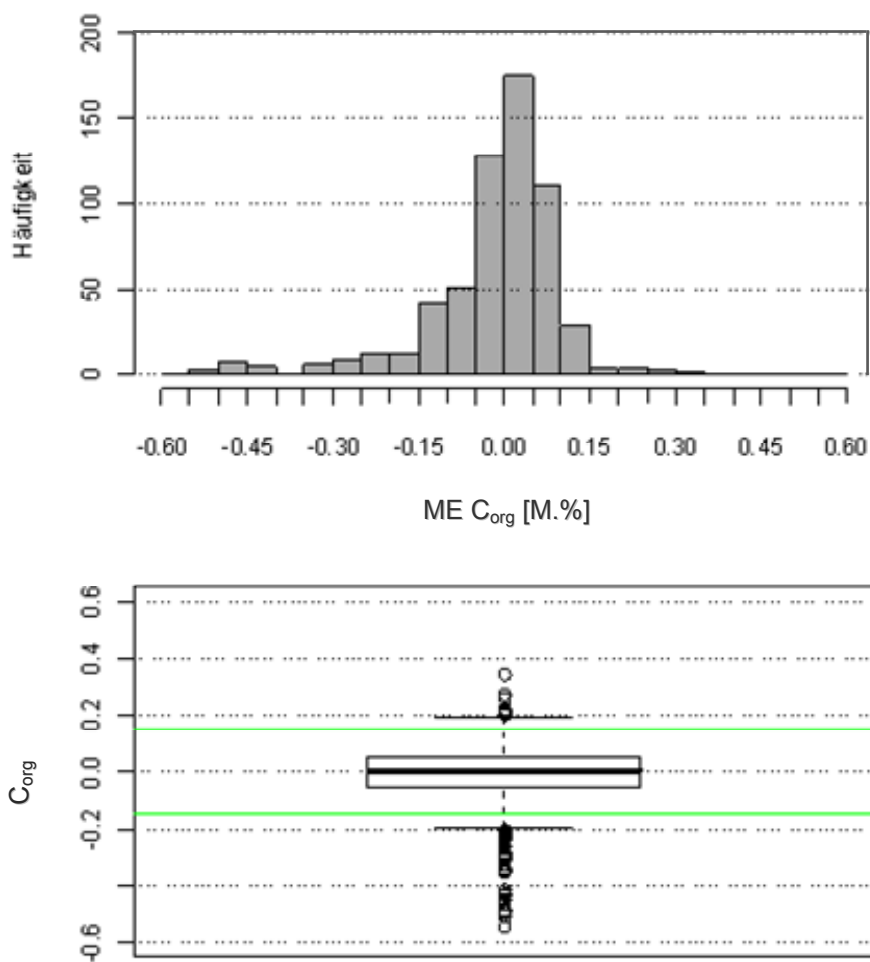


Abbildung 12: Modellfehler ME für die C_{org} -Simulation

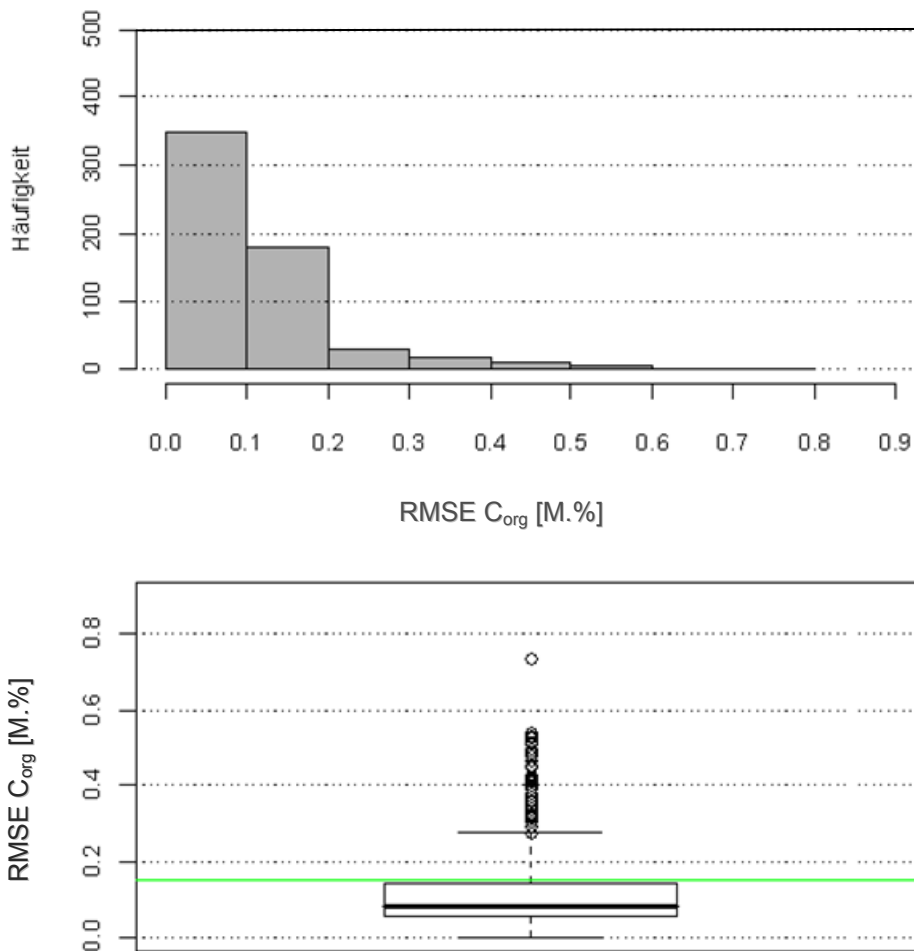


Abbildung 13: Modellfehler RMSE für die C_{org}-Simulation

Zur Orientierung wurde der Richtwert von RMSE 0,15 M.% C_{org}, als Hinweis auf ein ausreichendes Modellverhalten verwendet. Dieser Wert wurde ausgewählt, weil es wenig sinnvoll erschien, aufgrund der heterogenen Datenzusammensetzung des Validierungsdatensatzes, eine Modellgüte unter diesem Wert anzustreben. Generell sollte eine Güte für die Modellierungen des CCB-Modells erreicht werden, die keine Korrelationen mehr zwischen dem Modellfehler und den nachstehend angeführten Antriebsfaktoren aufweisen. Für die nachfolgenden Klasseneinteilungen wurde versucht, je Klasse eine annähernd gleich hohe Anzahl von Versuchen zu erhalten. Die Abbildungen beziehen sich auf die Mittelwerte (ΔC_{org} aus Messwert – Simulationswert) je Versuchsvariante ($n = 598$) über die entsprechende Versuchsdauer. Dies entspricht dem ME der jeweiligen Versuchsvariante. Es wurden Modellantriebsgrößen (sogenannte „driver“) aus folgenden Kategorien bewertet: *Standort*, *Bewirtschaftung* und *Versuchseigenschaften* (Tab. 6). Es wurden ähnliche Ergebnisse für jede Klasse eines geprüften Faktors erwartet, wenn dieser gut im Modell berücksichtigt wurde.

Tabelle 6: Klasseneinteilung zur Prüfung eines Zusammenhanges verschiedener Faktoren mit den definierten Fehlergrößen (n = 598)

Kategorie	Klasse	Klassengrenzen	Anzahl Varianten
Standort			
Bodenart (RBS) ^{*)}	BA 0	S: T (0-5); U (0-15)	79
	BA 1	Si: T (0-8); U (0-30)	183
	BA 2	IS: T (0-13); U (0-50)	74
	BA 3	L: T (18-30); U (0-82)	161
	BA 4	LT: T (30-50); U (0-72)	61
	BA 5	T: T (50-100); U (0-50)	8
BAT [d]	BAT 0	0 – 1	71
	BAT 1	1 – 30	262
	BAT 2	30 – 60	265
Niederschlag [mm]	KI_NIED 0	1 – 570	201
	KI_NIED 1	570 – 630	205
	KI_NIED 2	630 – 1000	192
Lufttemperatur [°C]	KI_TEMP 0	3 – 8.5	205
	KI_TEMP 1	8.5 – 9.5	202
	KI_TEMP 2	9.5 – 12	191
Bewirtschaftung			
C-Zufuhr über organische Dünger [dt ha a ⁻¹]	OD 0	0 – 1	180
	OD 1	1 – 20	206
	OD 2	20 – 600	212
C/N-Verhältnis der organischen Dünger	ODA 0	0 – 15	102
	ODA 1	15 – 18	94
	ODA 2	18 – 35	154
	ODA 3	35 – 115	81
mineralische Düngermengen [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	MD 0	0 – 1	29
	MD 1	1 – 105	349
	MD 2	105 – 500	9
Leguminosenanteil in der Fruchtfolge [%]	LA 0	0 – 1	418
	LA 1	1 – 5	63
	LA 2	5 – 30	70
	LA 3	30 – 100	42
Getreideanteil in der Fruchtfolge [%]	GA 1	1 – 50	201
	GA 2	50 – 65	217
	GA 3	65 – 101	143
Versuchscharakteristik			
erster C _{org} -Messwert [M.%]	ersCorg 0	0 - 0.75	156
	ersCorg 1	0.75 – 1.1	240
	ersCorg 2	1.1 – 6	202
C _{org} -Differenz [M.%]	Corgdiff 0	-1.5 - -0.1	144
	Corgdiff 1	-0.1 – 0.1	303
	Corgdiff 2	0.1 – 1.5	151
Versuchsdauer [a]	VDau 0	1 – 15	261
	VDau 1	15 – 30	153
	VDau 2	30 – 130	184
Qualität der Bodendaten	KI_BI 0	T, Bodenart	278
	KI_BI 1	T, Bodenart, dB	40
	KI_BI 2	T, Bodenart, pB, pS, PV, FK, PWP	240

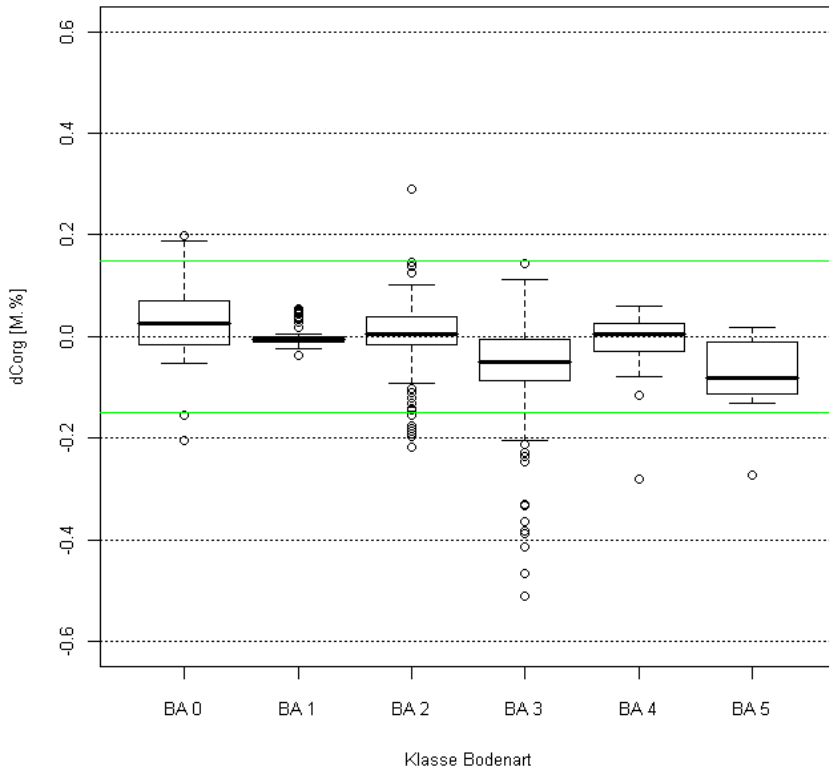


Abbildung 14: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Bodenartenklassen (aus Tab. 6) incl. Abweichung von $\pm 0,15$ M.% C_{org} (grüne Linien)

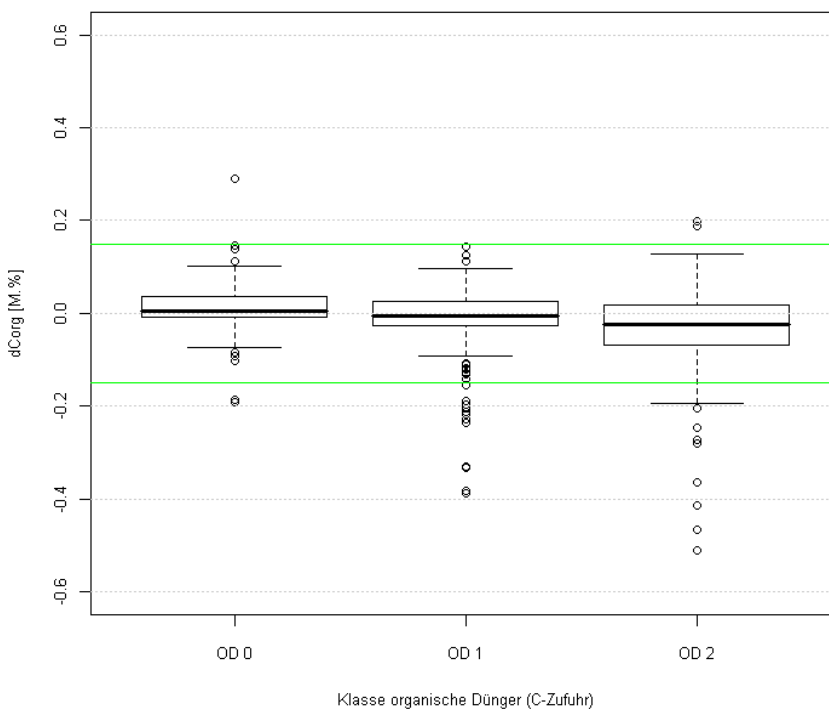


Abbildung 15: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen organischer Dünger (aus Tab. 6) incl. Abweichung von $\pm 0,15$ M.% C_{org} (grüne Linien)

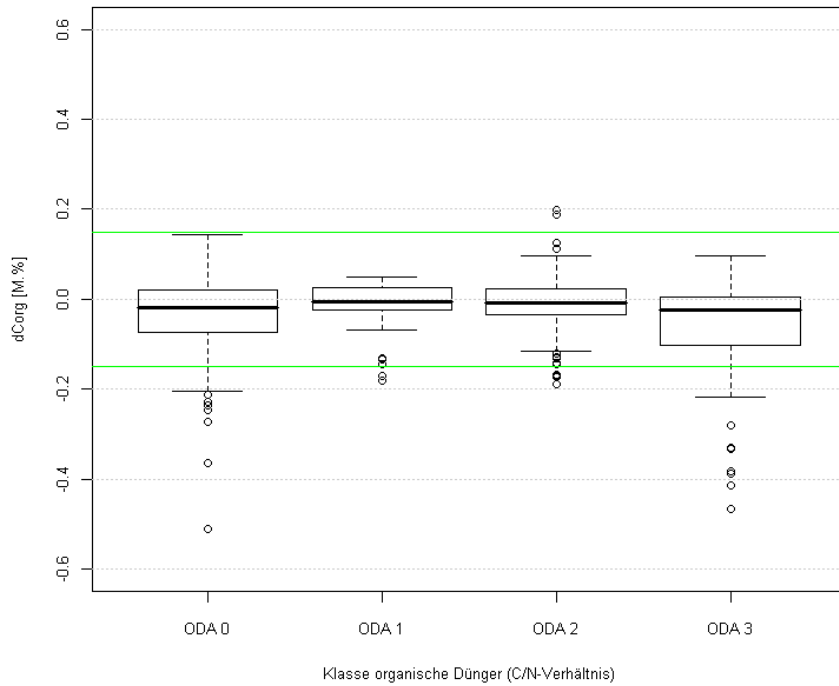


Abbildung 16: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen organischer Dünger unterteilt nach dem C/N-Verhältnis (aus Tab. 6) incl. Abweichung von $\pm 0,15$ M.% C_{org} (grüne Linien)

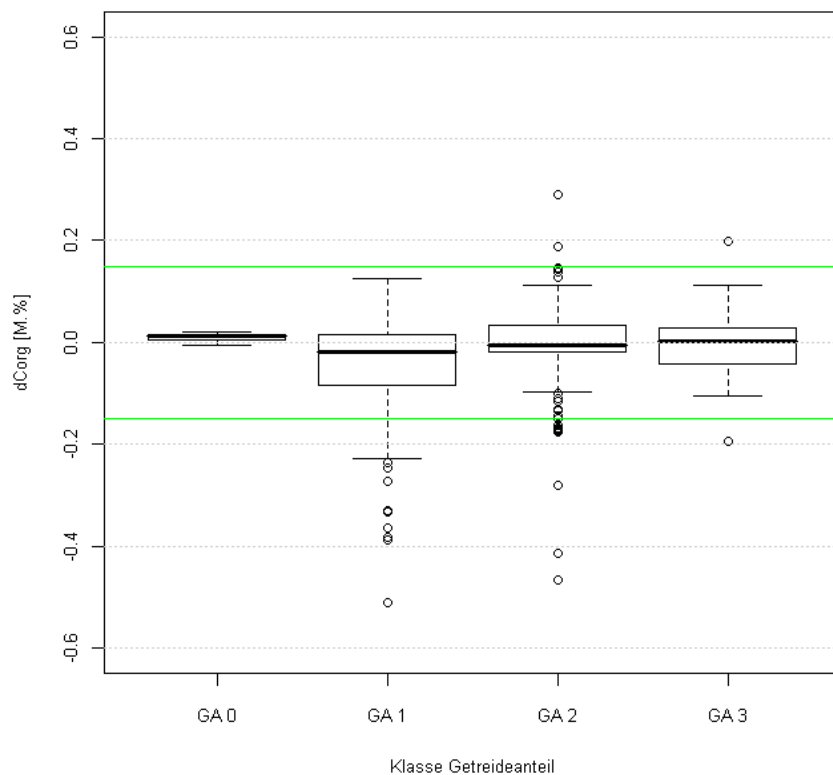


Abbildung 17: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach Getreideanteil in der Fruchtfolge (aus Tab. 6) incl. Abweichung von $\pm 0,15$ M.% C_{org} (grüne Linien)

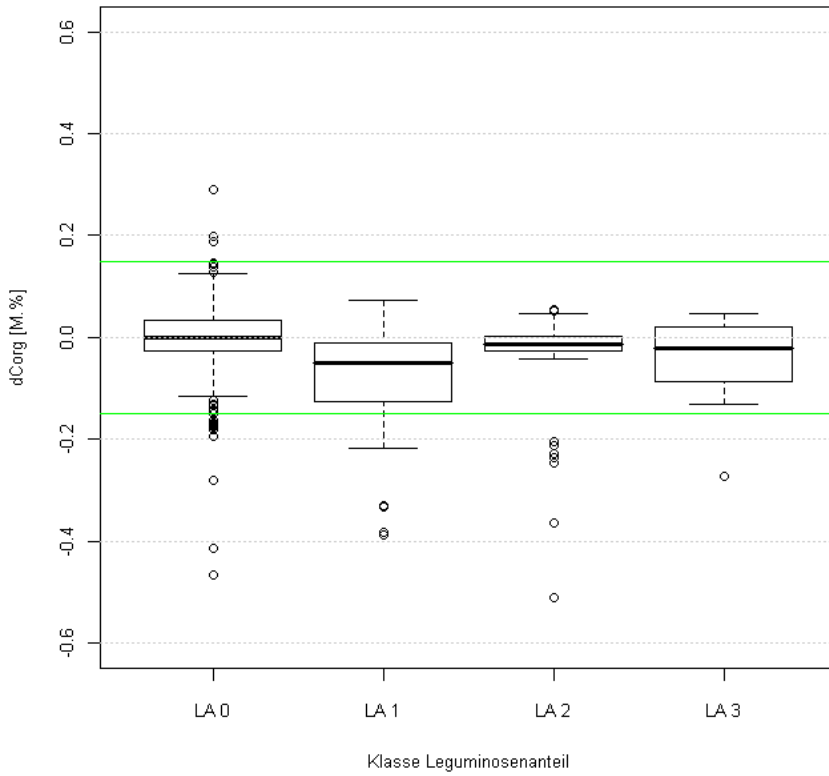


Abbildung 18: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach Leguminosenanteil in der Fruchtfolge (aus Tab. 6) incl. Abweichung von $\pm 0,15$ M.% C_{org} (grüne Linien)

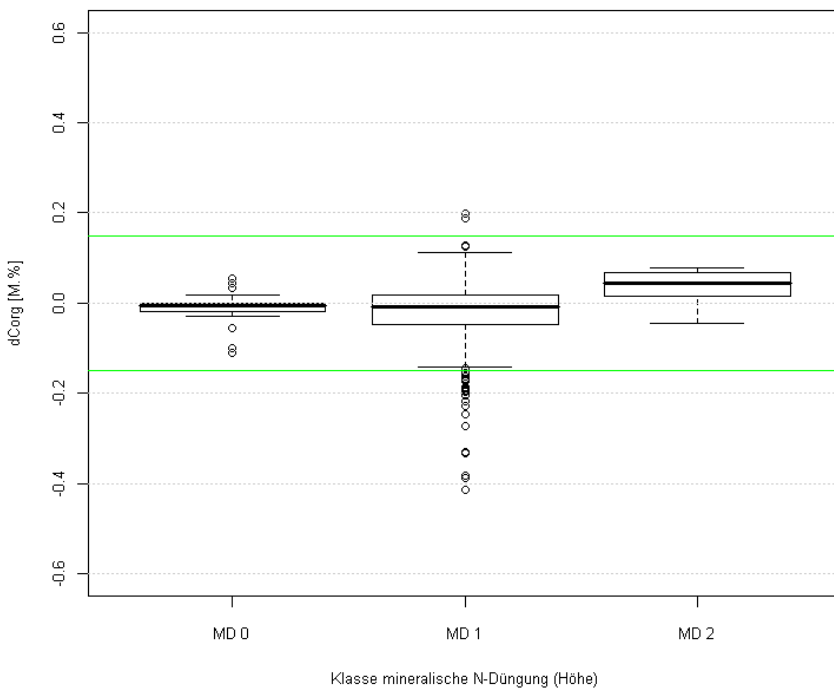


Abbildung 19: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach Höhe der Mineraldüngung in der Fruchtfolge (aus Tab. 6) incl. Abweichung von $\pm 0,15$ M.% C_{org} (grüne Linien)

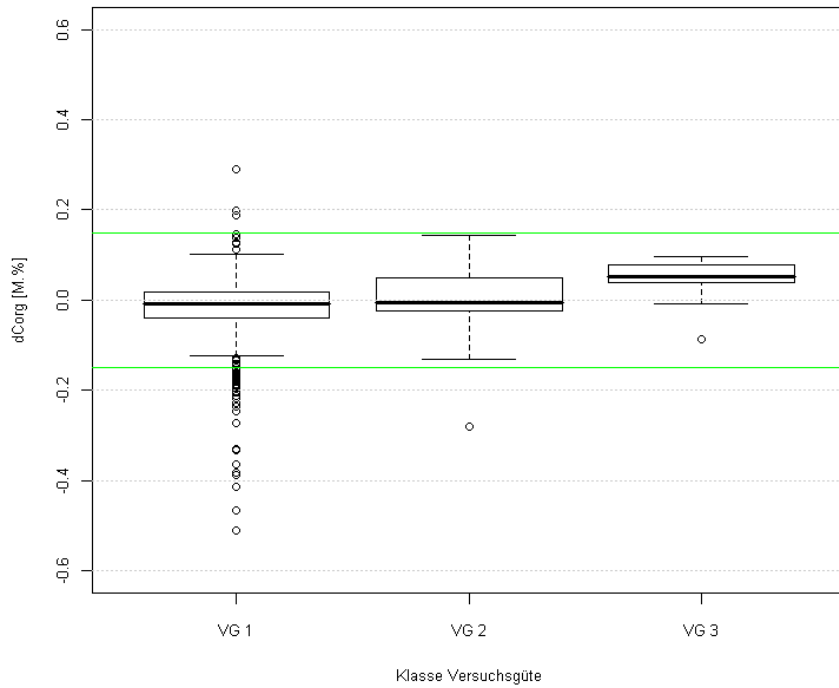


Abbildung 20: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach der Versuchsgüte (aus Tab. 6) incl. Abweichung von $\pm 0,15$ M.% C_{org} (grüne Linien)

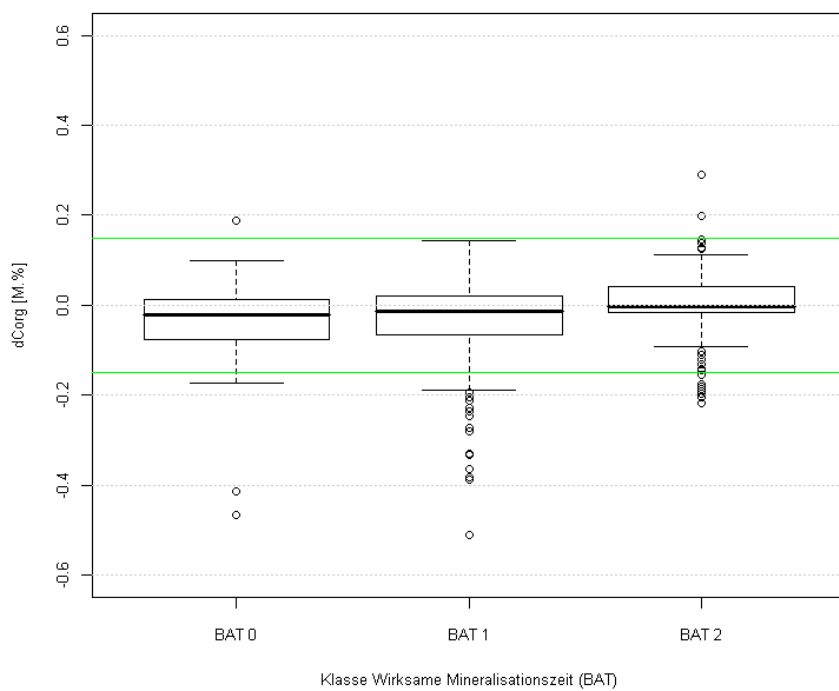


Abbildung 21: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach berechneter wirksamer Mineralisationszeit (BAT) (aus Tab. 6) incl. Abweichung von $\pm 0,15$ M.% C_{org} (grüne Linien)

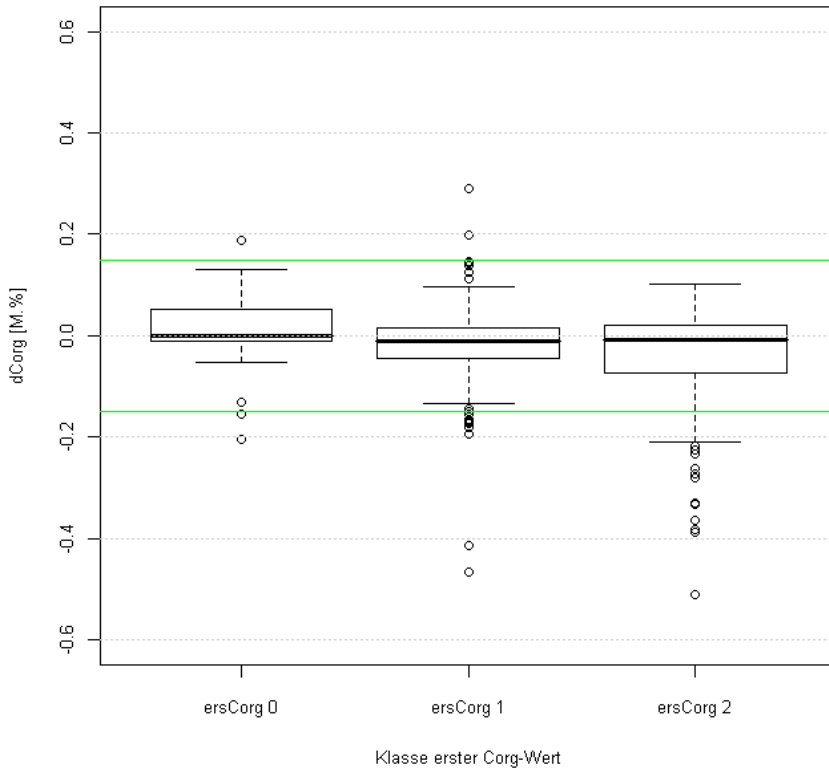


Abbildung 22: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach C_{org} -erster Messwert (aus Tab. 6) incl. Abweichung von $\pm 0,15$ M.% C_{org} (grüne Linien)

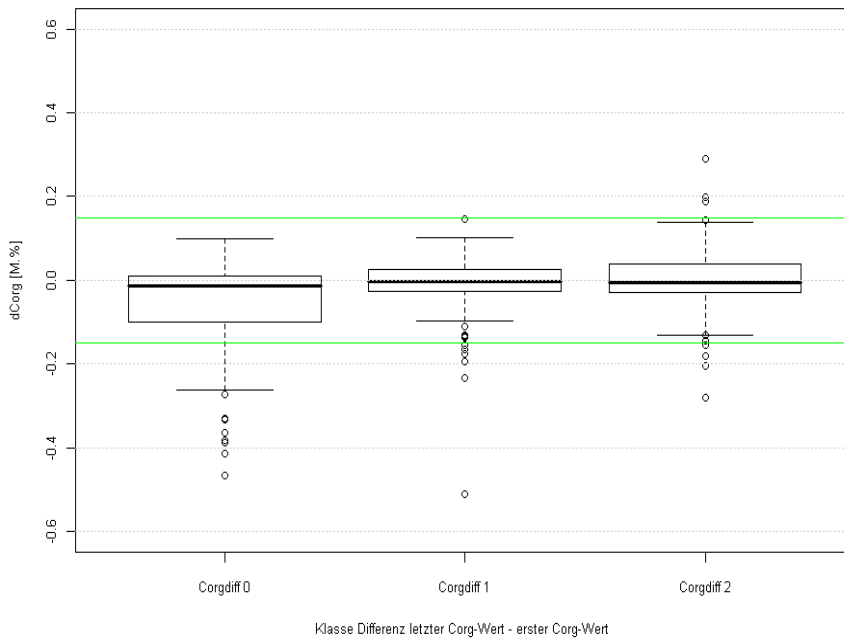


Abbildung 23: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach C_{org} -Differenz (Ende – Anfang) (aus Tab. 6) incl. Abweichung von $\pm 0,15$ M.% C_{org} (grüne Linien)

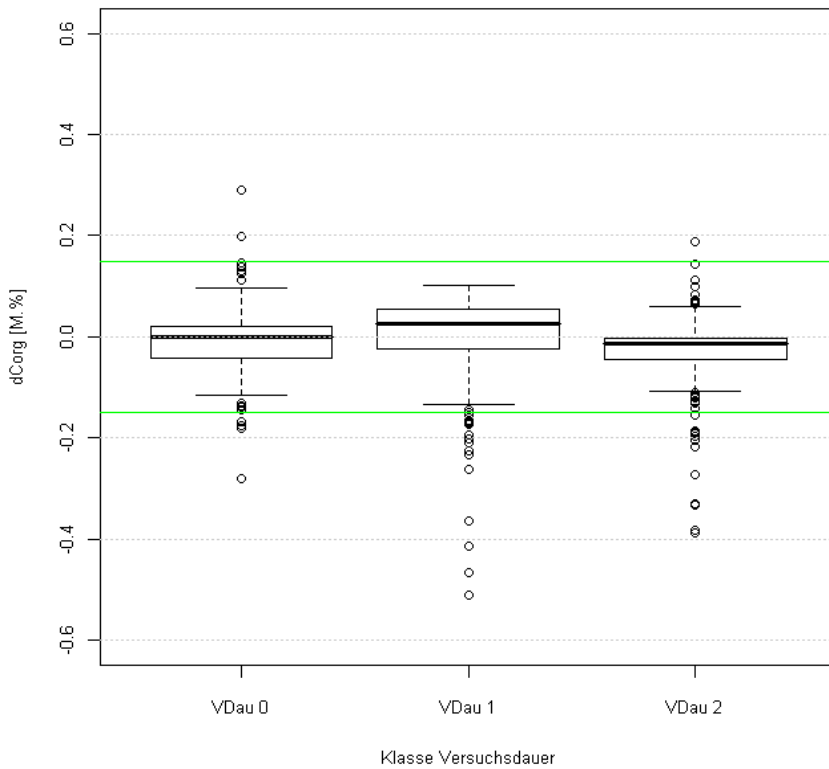


Abbildung 24: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach Versuchsdauer in Jahren (aus Tab. 6) incl. Abweichung von $\pm 0,15$ M.% C_{org} (grüne Linien)

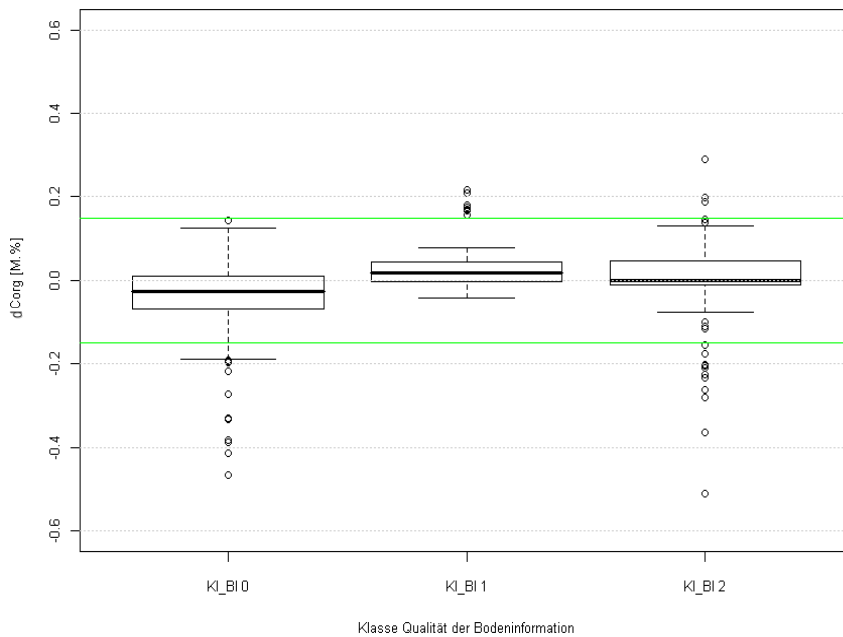


Abbildung 25: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach der Qualität der Bodeninformationen (aus Tab. 6) incl. Abweichung von $\pm 0,15$ M.% C_{org} (grüne Linien)

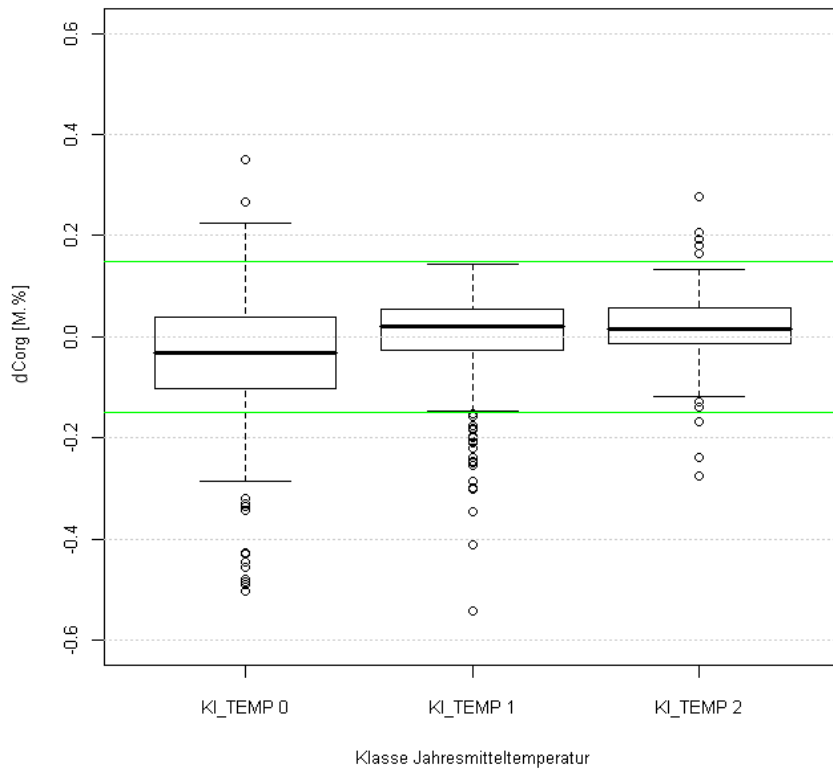


Abbildung 26: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach der Lufttemperatur (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C_{org} (grüne Linien)

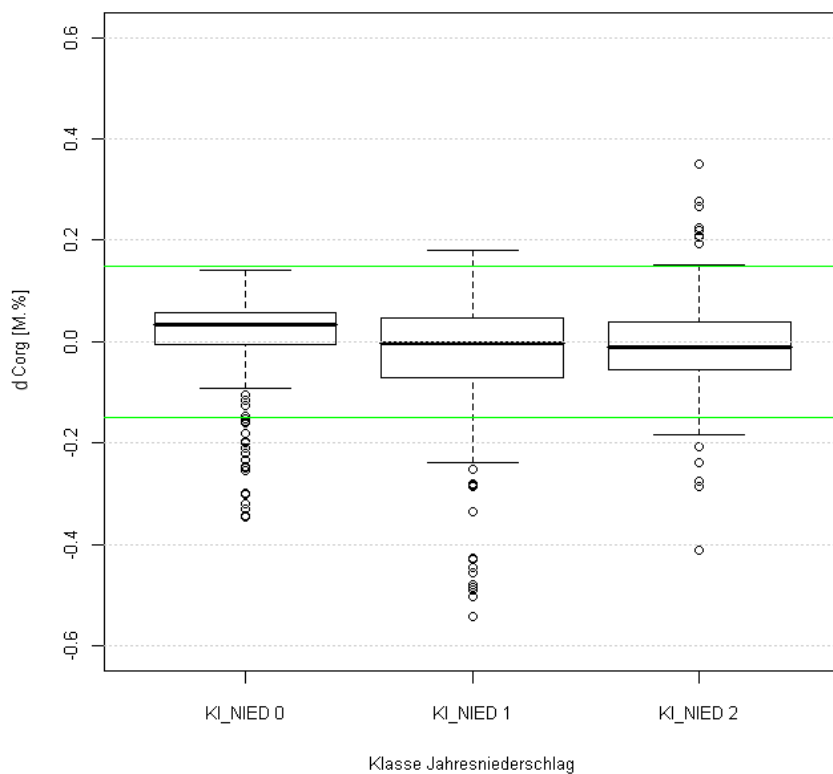


Abbildung 27: Differenz zwischen Mess- und Simulationswert in den einzelnen Klassen nach dem Jahresniederschlag (aus Tab. 6) incl. Abweichung von +/- 0,15 M.% C_{org} (grüne Linien)

Für die Größe Mittelwerte ΔC_{org} (aus Messwert – Simulationswert je Versuchsvariante, $n = 598$) konnten geringe bis mittlere systematische Einflüsse der geprüften Faktoren: (a) Bodenart, (b) C-Zufuhr über organische Dünger, (c) Art der organischen Dünger, (d) Getreideanteil in der Fruchtfolge, e) Leguminosenanteil in der Fruchtfolge, (f) Mineraldüngung, (g) Versuchsgüte, (h) Wirksame Mineralisationszeit, (i) C_{org} -Anfangswert, (j) C_{org} -Endwert, (k) C_{org} -Differenz (End- minus Anfangswert) (l) Versuchsdauer, (m) Qualität der Bodeninformationen, (n) Lufttemperatur und (o) Niederschlag, ermittelt werden (Abb. 14 bis Abb. 27).

Basis 40 Versuche mit 391 Varianten

Eine weitere Modellvalidierung fand an 40 (statt 65) Dauerversuchen statt, bei denen der Optimierungsalgorithmus zur Fixierung der Startwerte verwendet worden ist. Nach der Modellanwendung und der anschließenden statistischen Analyse wurde die Modellgüte in verschiedenen Stufen hierarchisch bewertet:

1. Stufe: Einzelmesswerte
2. Stufe: Versuchsvariante (entspricht im Praxismodus einem Schlag)
3. Stufe: Versuch (entspricht im Praxismodus einem Betrieb)

Die durchgeführte Methodik der Validierung ist ausführlich in FRANKO et al. (2011) beschrieben. In der Kategorie *Standort* wurde für den Niederschlag, die Lufttemperatur und die BAT kein signifikanter Einfluss auf das Modellverhalten ermittelt (Abb. 28, Tab. 7). Dagegen stieg beim Faktor Bodenart der Fehler systematisch von der Klasse BA 3 zur Klasse BA 5 an. Durch die Tonböden (Klasse BA 5) wurde der gesetzte Grenzwert überschritten. In der Kategorie *Bewirtschaftung* wurde kein Nachweis für einen systemischen Modellfehler bezüglich der getesteten Einflussfaktoren ermittelt. Dabei wurden die organischen Dünger bezüglich der C-Zufuhr dem C/N-Verhältnis sowie der Leguminosen- und Getreideanteile in der Fruchtfolge geprüft. Die größeren Fehler in der Klasse LA 1 werden durch die Varianten der Versuche Spöda L28 und Methau L28 verursacht. Hier wies das Modell größere Fehler in der ersten Phase des Versuches auf und lieferte mit zunehmender Laufzeit bessere Ergebnisse. Daraus wurde geschlussfolgert, dass kein systematischer Einfluss gegeben war.

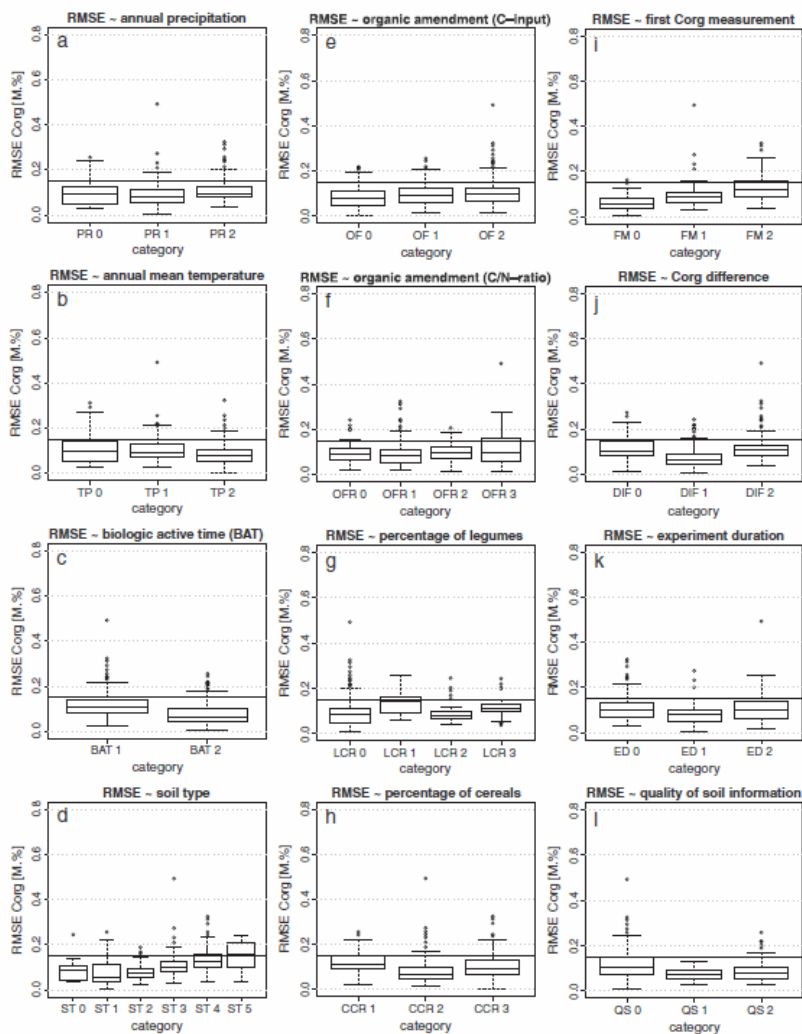
In der Kategorie *Versuchscharakteristik* wurde deutlich, dass offensichtlich höhere C_{org} -Gehalte zu Versuchsbeginn zu größeren, aber tolerierbaren, Modellfehlern führen, wohingegen die geprüften Faktoren *Veränderung des C_{org} -Gehaltes während der Versuchsdauer* und die Versuchsdauer selbst keinen systematischen Einfluss aufwiesen. Entgegen der Erwartung zeigten die verschiedenen Klassen der Qualität der vorliegenden Bodendaten keinen systematischen Einfluss auf den Modellfehler. Insgesamt war das ermittelte Modellverhalten von CCB bezüglich der geprüften Fehlergrößen gut.

In Anlehnung an SCHLITGEN (2000) wiesen die gemessenen und modellierten C_{org} -Werte mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,948 eine starke Korrelation auf. Bezüglich der Annahme, dass niedrige ME-Werte ein Ergebnis des Optimierungsverfahrens sein können und dadurch mögliche Modellfehler überdecken, wurden die Modellfehler aus der ersten und zweiten Hälfte der jeweiligen Versuchslaufzeit verglichen. Die Ergebnisse aus beiden Intervallen waren ähnlich, mit einer leichten Abnahme des RMSE von 0,105 M.% C_{org} in der ersten Hälfte hin zu 0,089 M.% C_{org} in der zweiten Hälfte. Der ME lag im ersten Intervall bei -0,0034 M.% C_{org} und im zweiten Intervall bei -0,0083 M.% C_{org} . Für beide Fehlermaße wurden die ermittelten Unterschiede als nicht bedeutsam im Vergleich zu den generellen Messunsicherheiten einer C_{org} -Messung bewertet. Weil der C_{org} -Gehalt mit dem Tongehalt korreliert ist (vgl. KÖRSCHENS 1997), kann der ermittelte Einfluss der C_{org} -Klassen und Klassen der Bodenarten verschiedene Gründe haben. Es wurde diesbezüglich die Hypothese aufgestellt, dass der höhere Modellfehler eine Konsequenz aus größeren Messunsicherheiten bei höheren C_{org} -Werten ist. Um dies zu prüfen, wurden die relativen Werte für den RMSE für die definierten Klassen betrachtet (Abb. 29). Hier wird ersichtlich, dass die schweren Tonböden sowie die verschiedenen C_{org} -Versorgungsstufen keinen systematischen Einfluss aufweisen. Die Klassen OD 0 bis

OD 2 zeigen ähnliche Fehlermaße. Daraus wurde geschlossen, dass es kein systematisches Fehlverhalten des Modells gibt.

Tabelle 7: Klasseneinteilung zur Prüfung eines Zusammenhanges verschiedener Faktoren mit dem Fehler RMSE (n = 391)

Kategorie	Klasse	Klassengrenzen	Anzahl Varianten
Standort			
Bodenart „soil type (RBS)“	ST 0	S: T (0-5); U (0-15)	11
	ST 1	Sl: T (0-8); U (0-30)	108
	ST 2	IS: T (0-13); U (0-50)	83
	ST 3	L: T (18-30); U (0-82)	122
	ST 4	LT: T (30-50); U (0-72)	59
	ST 5	T: T (50-100); U (0-50)	8
BAT [d] „biological active time“	BAT 1	1 – 30	196
	BAT 2	30 – 60	195
Niederschlag [mm] „precipitation“	PR 0	1 – 570	97
	PR 1	570 – 630	166
	PR 2	630 – 1000	128
Lufttemperatur [°C] „temperature“	TP 0	3 – 8.5	107
	TP 1	8.5 – 9.5	134
	TP 2	9.5 – 12	150
Bewirtschaftung			
C-Zufuhr über organische Dünger [dt ha ⁻¹ a ⁻¹] „C-input by organic amendment“	OF 0	0 – 1	114
	OF 1	1 – 20	128
	OF 2	20 – 600	149
C/N-Verhältnis der organischen Dünger „C/N-ratio of organic amendment“	OFR 0	0 – 15	52
	OFR 1	15 – 18	92
	OFR 2	18 – 35	99
	OFR 3	35 – 115	53
mineralische Düngermengen [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	MD 0	0 – 1	29
	MD 1	1 – 105	349
	MD 2	105 – 500	9
Leguminosenanteil in der Fruchtfolge [%] „proportion of legumes in crop rotation“	LCR 0	0 – 1	246
	LCR 1	1 – 5	57
	LCR 2	5 – 30	49
	LCR 3	30 – 100	39
Getreideanteil in der Fruchtfolge [%] “proportion of cereals in crop rotation”	CCR 1	1 – 50	123
	CCR 2	50 – 65	167
	CCR 3	65 – 101	101
Versuchscharakteristik			
erster C _{org} -Messwert [M. %] „first C _{org} measurement“	FM 0	0 - 0.75	111
	FM 1	0.75 – 1.1	109
	FM 2	1.1 – 6	171
C _{org} -Differenz [M. %] C _{org} difference (last-first measurement)“	DIF 0	-1.5 - -0.1	128
	DIF 1	-0.1 – 0.1	156
	DIF 2	0.1 – 1.5	107
Versuchsdauer [a] „experiment duration“	ED 0	1 – 15	120
	ED 1	15 – 30	124
	ED 2	30 – 130	147
Qualität der Bodendaten „completeness of soil information“	QS 0	T, Bodenart	188
	QS 1	T, Bodenart, d _B	40
	QS 2	T, Bodenart, ρ _B , ρ _S , PV, FK, PWP	163



Standort (links): (a) Niederschlag „precipitation“, (b) Lufttemperatur „air temperature“, (c) Biologisch Aktive Zeit „biologic active time (BAT)“, (d) Bodenart „soil type“;

Bewirtschaftung (Mitte): (e) C-Zufuhr „C-Input by organic amendments“, (f) C/N-Verhältnis der organischen Dünger „C/N ratio of applied organic amendments“, (g) Leguminosenanteil „concentration of legumes“, (h) Getreideanteil „concentration of cereals“;

Versuchscharakteristik (rechts): (i) 1. C_{org} -Messwert „first C_{org} observation“, (j) gemessene C_{org} -Veränderung über die Versuchslaufzeit „observed C_{org} change during experiment“, (k) Versuchsdauer „duration of experiment“, (l) Qualität der Bodeninformationen „quality of soil information“

Abbildung 28: Boxplots der Fehlergröße RMSE geprüft gegen verschiedene Einflussfaktoren (schwarze Linie 0,15 M. % C_{org} ; Klassenbezeichnungen nach Tab. 7) (aus FRANKO et al. 2011)

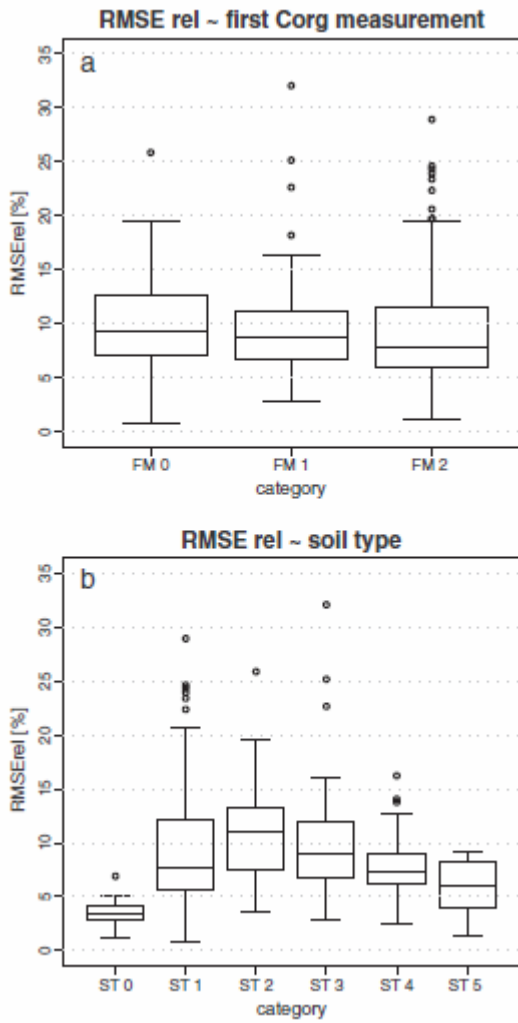


Abbildung 29: Boxplots des $RMSE_{rel}$ für die möglichen Einflussgrößen erster C_{org} -Messwert (a) und Bodenart (b)

4.2.2 Problemstandorte und Lösungsansätze

Für die nachstehend aufgeführten Versuche wurden Probleme identifiziert.

Methau_DV (Abb. 30) und Spröda_CV (Abb. 31):

- Probleme resultieren aus den Startwerten bzw. der C_{ums} -Berechnung

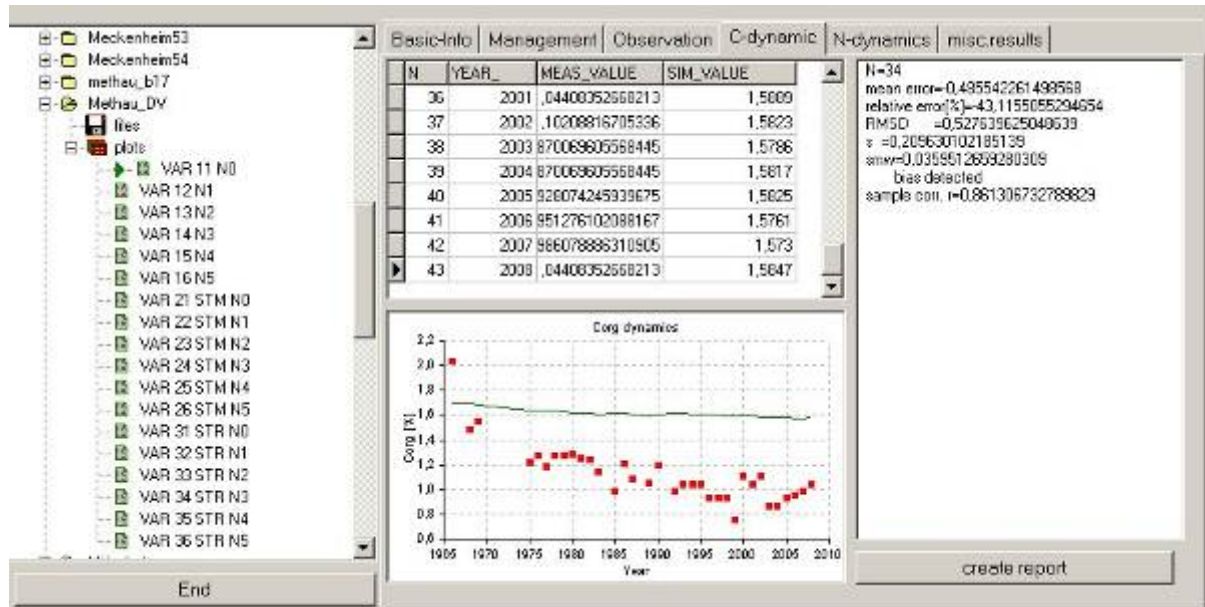


Abbildung 30: Modellergebnis Methau_DV Var 11 N0

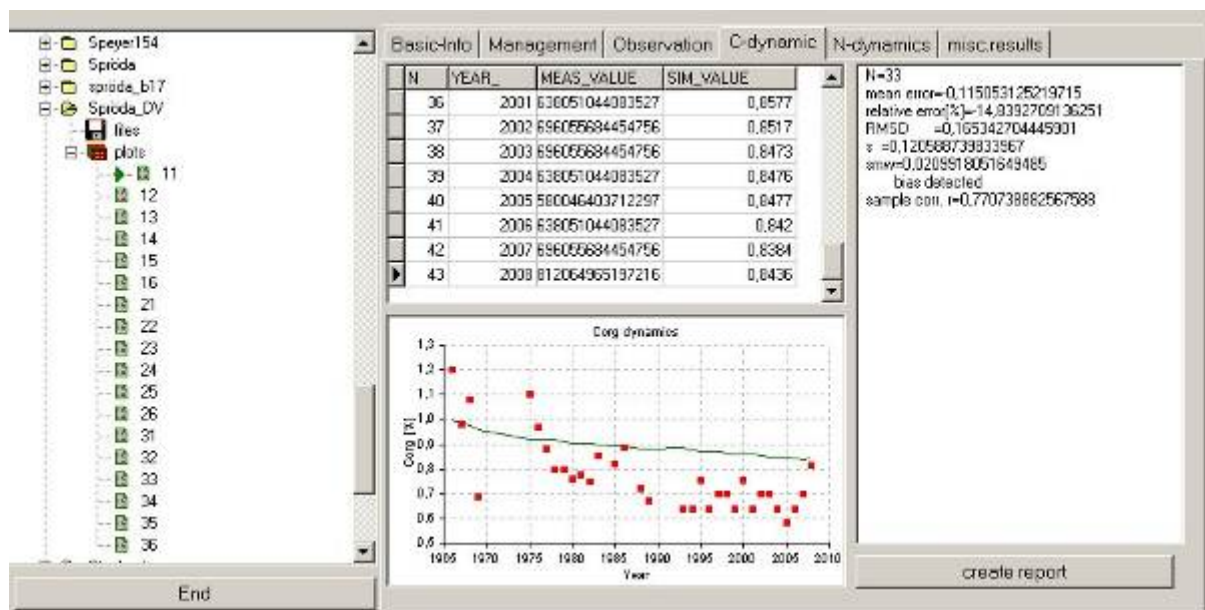


Abbildung 31: Modellergebnis Spröda_DV

Ellwangen 3. Kompoststufe (Abb. 32):

- Wie in diesem Versuch ist auch in anderen Fällen mit hoher Zufuhr organischer Düngung die Gültigkeit der standorttypischen physikalischen Parameter und die verwendeten Verfahren zur C_{org} -Messung zu prüfen.

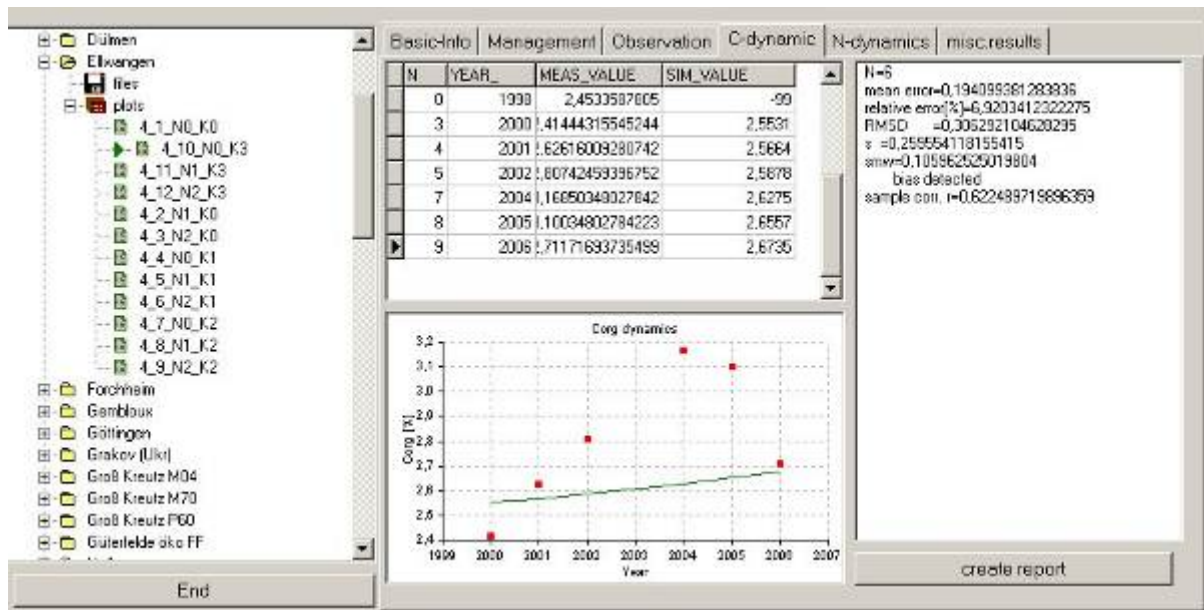


Abbildung 32: Modellergebnis Ellwangen 4_1_N0_K3

Therwil öko CH (Abb. 33):

- Dieser Standort hat offenbar einen deutlich geringeren C_{inert} -Pool.

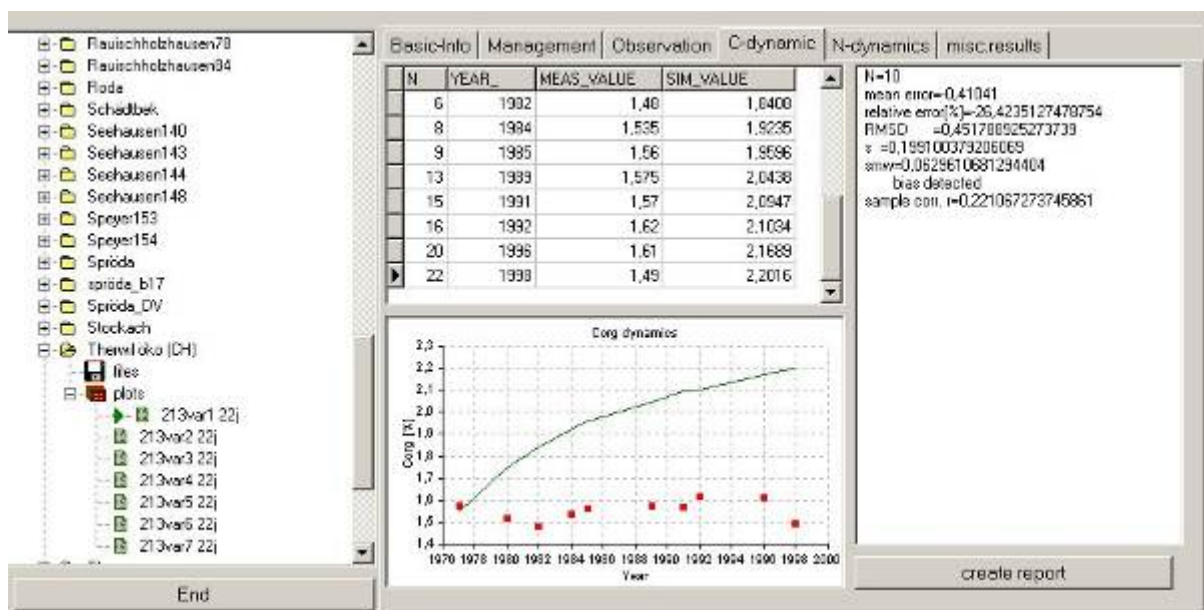


Abbildung 33: Therwil öko (CH)

Eine Zusammenfassung der Fehler aller Versuchsvarianten eines Standortes hilft, die problembelasteten Fälle klarer zu identifizieren. Die Tabelle 8 enthält eine Zusammenstellung aller Standorte, deren Varianten im Durchschnitt mehr als drei Messwerte aufweisen und für die der über alle Varianten gemittelte quadratische Fehler RMSE Werte $> 0.15\% C_{org}$ annimmt. Die farblich unterlegten Standorte weisen keine Variante mit einem Fehler

kleiner als 0.15 % C_{org} auf, sodass diese klar als Problemstandorte zu identifizieren sind, wobei Methau_DV ein besonders gravierendes Beispiel darstellt.

Tabelle 8: Liste der Problemstandorte

Versuch	mME	abs_mMED	mRMSE	mN	Variantenzahl	Min von RMSE
Järna	-0,14921	0,14921	0,25262	4	8	0,04048
Speyer154	-0,04234	0,04234	0,15058	7,5	6	0,04292
Weierbach	0,05379	0,05379	0,15722	8,66667	12	0,08499
Heidenheim	0,17070	0,17070	0,22833	6,5	12	0,08684
Halle	0,10057	0,10057	0,15293	20,75	4	0,10141
Ellwangen	0,02939	0,02939	0,18986	6	12	0,10238
Lentföhrden	0,11226	0,11226	0,21675	5	2	0,12787
Pforzheim	-0,09830	0,09830	0,21178	6	4	0,13565
Spröda_DV	-0,20778	0,20778	0,26606	33	18	0,15544
Therwil öko (CH)	-0,22795	0,22795	0,25815	9,14286	7	0,15862
Grakov (Ukr)	-0,18129	0,18129	0,22982	9	3	0,19793
Methau_DV	-0,39220	0,39220	0,43560	34	18	0,26160

Wie die Abbildung 34 zeigt, ist hier der mittlere Fehler ME eng mit dem quadratischen Fehler RMSE korreliert, so dass man von einer systematischen Verschiebung infolge der gewählten Startwerte ausgehen kann. Dies kann sowohl den C_{org} -Wert selbst als auch den für die C-Dynamik relevanteren C_{ums} -Startwert betreffen.

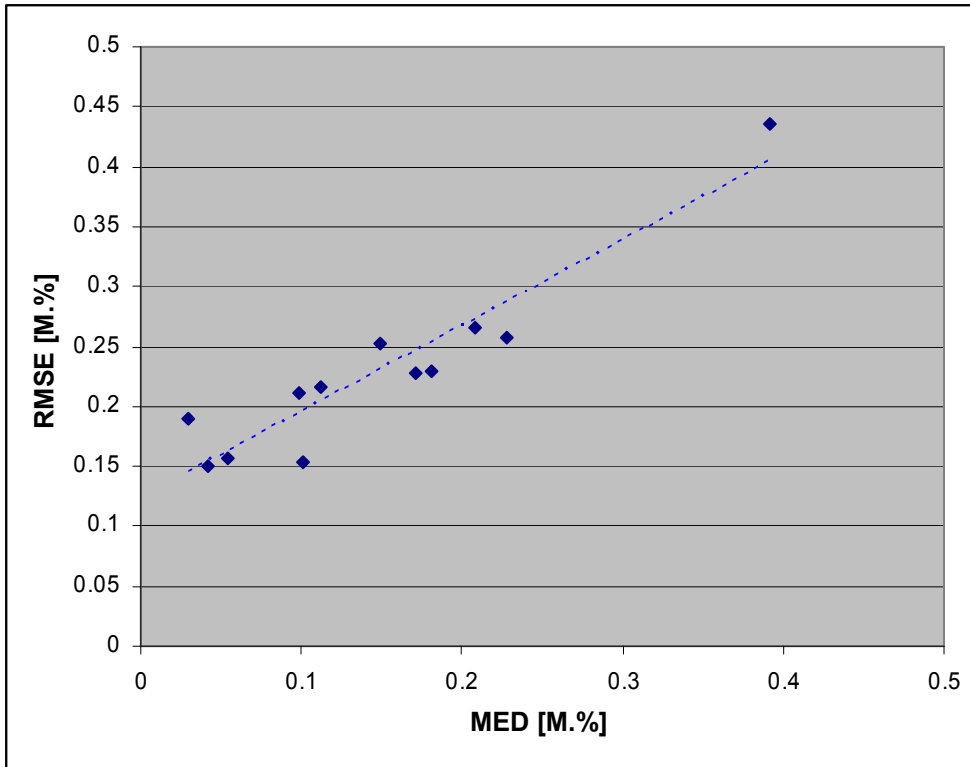


Abbildung 34: Zusammenhang zwischen mittlerem und quadratischem Fehler an C_{org} für die Problemstandorte

Wie eine nähere Analyse ergab, liegt ein Teil des Problems in Modellveränderungen, die Ende 2008 vorgenommen wurden, um zu hohe Mineralisationsraten zu begrenzen. Während bei einer Reihe gut mit organischer Substanz versorgter Standorte eine obere Grenze für die Größe des umsetzbaren Pool sinnvoll war (C_{ums} max. 1,0 %), ergibt sich für andere Standorte wie z. B. Methau_DV ein umgekehrtes Bild. Je höher der anfängliche C_{ums} -Pool gewählt wird, umso besser werden die beobachteten C_{org} -Werte wiedergegeben.

Das unten dargestellte Beispiel (Abb. 35) zeigt den Verlauf für einen C_{ums} -Startwert von 1,6 % für die Variante STM N1, wobei ein befriedigender Fehler von $RMSE = 0,126 \% C_{org}$ erreicht wird. Die Ursache für dieses völlig abweichende Verhalten ist allerdings unklar. Die Fehlersuche bedarf hier weiterer Recherchen in den Originalquellen und Nachforschungen bei den Versuchsanstellern. Es sollte hier einwandfrei geklärt werden, welche Qualität die verwendeten Messwerte besitzen. Erst so kann ein „Fehlverhalten“ des Modells endgültig kompensiert werden.

Der im Datensatz Methau_DV beobachtete Effekt trifft in geringerem Maße aber auch für andere Standorte zu. Auch für Grakov wird ein beträchtlicher Simulationsfehler durch die Begrenzung des umsetzbaren Anteils auf die Größe 1,0 % C_{ums} verursacht. Liegt die Grenze bei 1,6 %, werden sehr gute Ergebnisse erreicht.

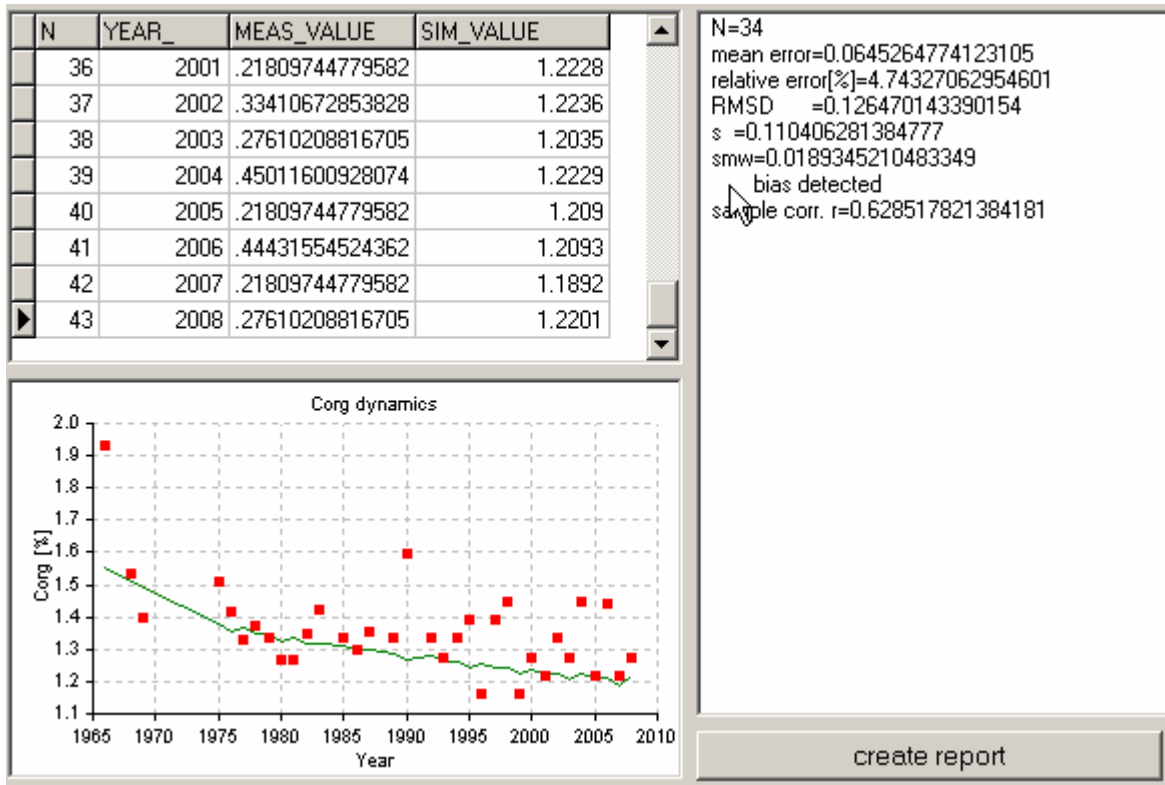


Abbildung 35: Anpassung an die Messwerte bei sehr geringem C_{inert} Pool im Versuch Methau_DV

Tabelle 9: Liste der identifizierten Problemstandorte, wenn ohne Begrenzung des C_{ums} -Pools gerechnet wird

Versuch	mME (% C_{org})	mRMSE (% C_{org})
Therwil öko (CH)	-0,13032	0,15446
Järna	-0,07013	0,15802
Methau_DV	-0,04524	0,17905
Ellwangen	-0,00188	0,19804
methau_b17	0,12063	0,19984
Heidenheim	0,16241	0,21463
Pforzheim	-0,11664	0,22582
Spröda_DV	-0,21487	0,27253
Lentföhrden	0,22044	0,30373

Die generelle Rücknahme der Begrenzung des C_{ums} -Startwertes reduziert einen großen Teil des Problems (vgl. Tab. 9). In einigen Fällen werden die Fehler deutlich abgebaut. Folgende Standorte sind nach den o. g. Kriterien nicht mehr in der Problem-Liste: Grakov, Halle, Speyer, Weiherbach.

Die Standorte Bad Lauchstädt und Methau_B17 rücken allerdings jetzt in die Problemliste auf. Im Falle Bad Lauchstädt ist dies aber deutlich auf die Wahl der Startwerte zurückzuführen. Auf Grund der vorgeschlagenen Startwerte

wird im Durchschnitt des Experiments ein Fehler von $MED = -0,18$ und $RMSE = 0,23 \% C_{org}$ ermittelt. Nimmt man die ersten Messwerte als Startwert (eine immer noch suboptimale Lösung), erhält man geringere Fehler: $MED = 0,06$ und $RMSE = 0,13 \% C_{org}$.

Für den Standort Therwil wird auch nach der o.g. Änderung offensichtlich ein zu hoher C_{inert} -Pool berechnet. Mit dem CIF-Wert = 0,73 erhält man $MED = -0,129$ und $RMSE = 0,162 \% C_{org}$ im Durchschnitt des Experiments. Die Reduktion des C_{inert} -Pools entsprechend $CIF = 0,35$ ergibt ein sehr gutes Resultat mit $MED = 0,01$ und $RMSE = 0,066 \% C_{org}$. Eine Überprüfung der Standortdaten ist notwendig, um falsche Angaben im Bereich der Bodenphysik als Ursache auszuschließen.

Die nunmehr unbegrenzte Berechnung des C_{ums} -Startwertes bringt zwar insgesamt eine bessere Fehlerstatistik hervor, wirkt aber für die Standorte Ellwangen, Lentföörden, Pforzheim, Spröda und Methau_b17 negativ. Dabei ist insbesondere Lentföörden betroffen. Auch hier sind die Datengrundlagen nochmals zu überprüfen. Im Fall Methau_B17 werden neue Fragen dadurch aufgeworfen, dass die einzelnen Versuche auf diesem Standort entgegengesetzt auf die Modelländerungen reagieren.

Mit den aktuellen Sondereinstellungen

- Startwerte für Bad Lauchstädt = erster Messwert
- Methau_DV CIF = 0,05
- Therwil CIF = 0,35

wird im Durchschnitt der Varianten (nicht Einzelmesswerte) ein Fehler von $MED = 0,006$ und $RMSE = 0,109 \% C_{org}$ erzielt. Diese Vorgehensweise stellt einen Sonderfall dar, weil die Veränderungen „von Hand“ vorgenommen worden sind. Der spätere Anwender hat aber in der Regel hierzu nicht die Spezialkenntnisse.

4.3 Modellergebnisse – Teil Stickstoff

4.3.1 Ergebnisse der N_t -Modellierung und Validierung

Alle nachfolgenden Grafiken beziehen sich auf die Simulationen mit den optimierten N_t -Startwerten nach den Regressionsauswertungen und umfassen alle 65 Versuche. In der Abbildung 36 sind die Modellergebnisse für den Stickstoff (N_t) dargestellt.

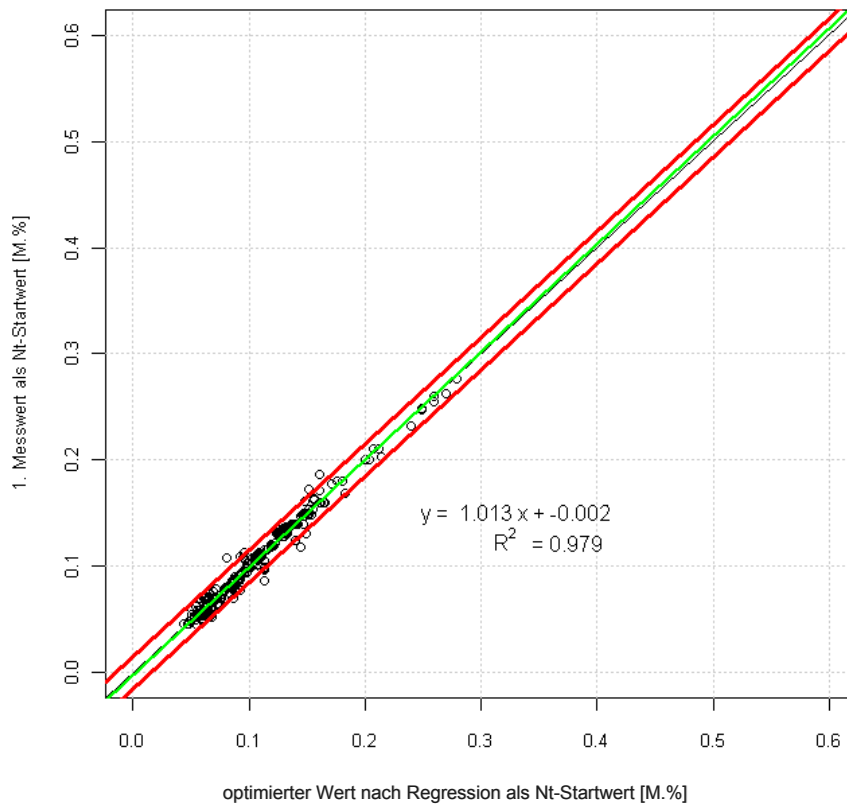


Abbildung 36: Darstellung der Definition des 1. N_t -Startwertes (x-Achse = durch Regression optimierter N_t -Startwert; y-Achse = 1. Messwert als N_t -Startwert) mit Darstellung der 1:1-Linie (schwarz), Regressionsgeraden (grün) und Abweichung von +/- 0,015 M.% N_t (rot)

In den Abbildungen 37 und 38 sind die Fehlerauswertungen für die N_t -Simulationen aufgezeigt worden. In der Tabelle 10 wurden die zugehörigen Fehlergrößen als Mittelwerte aller Versuchsvarianten zusammengefasst. Es wird deutlich, dass das CCB-Modell mit einem RMSE von 0,012 M.% eine gute Modellgüte im Mittel der Versuche aufweist.

Tabelle 10: Mittelwert der Fehlergrößen für N_t [M %] über alle Versuchsvarianten

ME	RMSE	SEM	s	r
-0,004	0,012	0,004	0,010	0,137

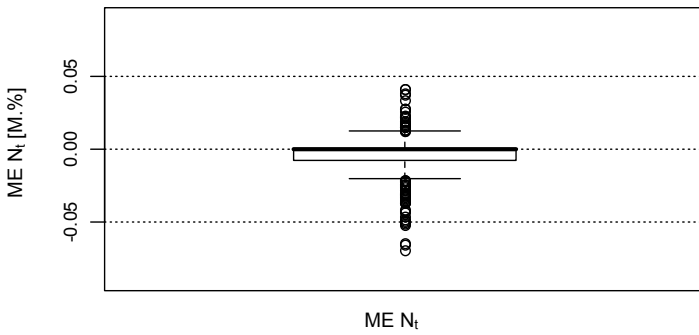
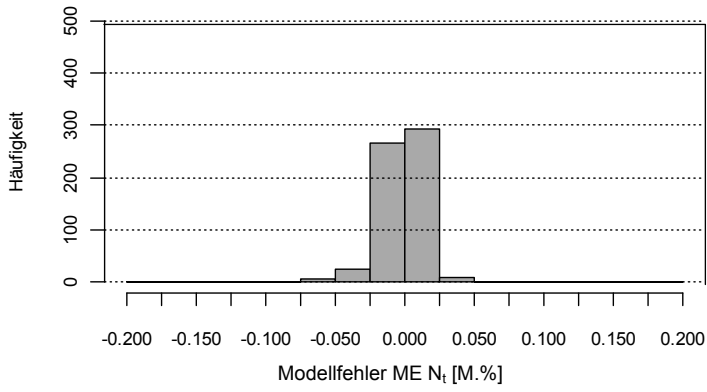


Abbildung 37: Modellfehler ME für die N_t -Simulation

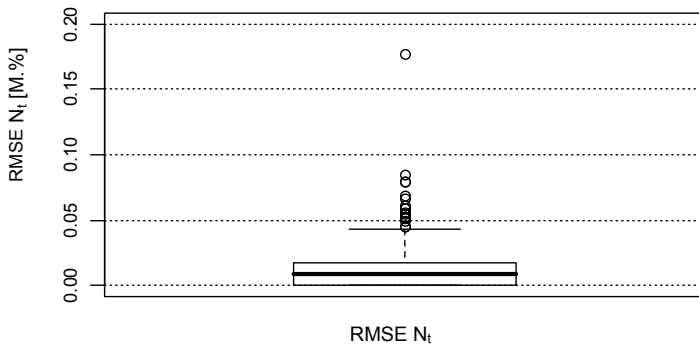
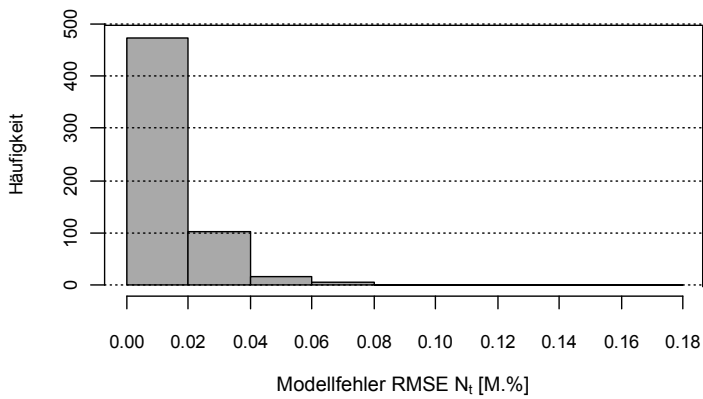


Abbildung 38: Modellfehler RMSE für die N_t -Simulation

Weil die N_t -Modellierung gemäß der CCB-Modellphilosophie analog zur C_{org} -Modellierung erfolgt, wird an dieser Stelle auf eine detaillierte Interpretation verzichtet.

4.3.2 Ergebnisse der N-Saldo-Berechnung

In der Abbildung 39 ist die Häufigkeitsverteilung der nach o. a. Methodik ermittelten N-Salden dargestellt worden. Demnach liegt die höchste Anzahl der ermittelten N-Salden im Bereich von +/-100 kg ha⁻¹.

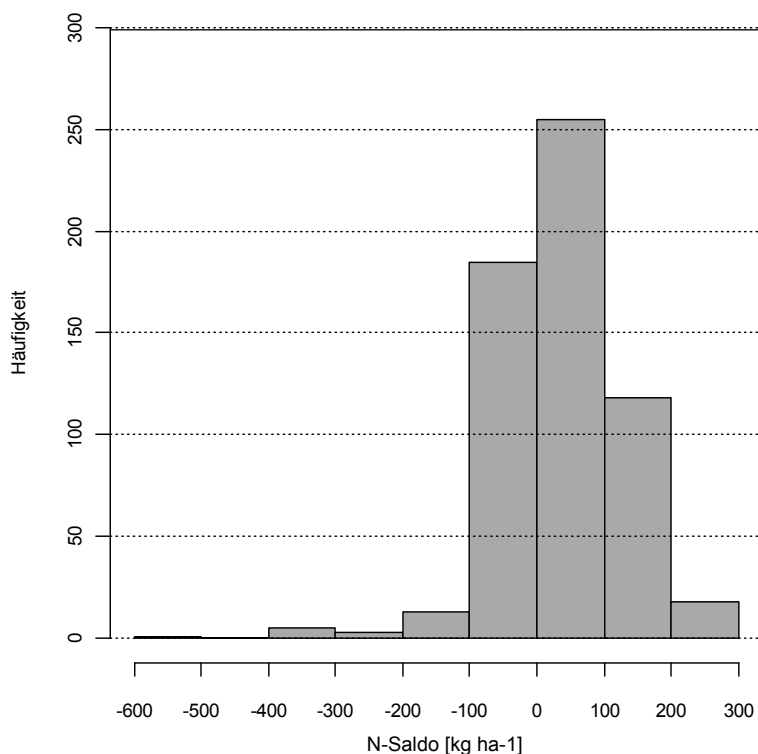


Abbildung 39: Häufigkeitsverteilung N-Saldo

Die ermittelten N-Salden wurden auf systematische Einflüsse folgender Faktoren geprüft: (a) Bodenart, (b) Getreideanteil in der Fruchtfolge, (c) Leguminosenanteil in der Fruchtfolge, (d) Mineraldüngung, (e) Biologisch aktive Zeit, (f) Qualität der Bodeninformationen, (g) Lufttemperatur und (h) Niederschlag. Dabei wurden für die Bestimmung der N-Entzüge durch die Ernteprodukte Tabellenwerte benutzt, die für alle Versuchsvarianten eine identische N-Konzentration unterstellen. Dies kann insbesondere bei Versuchen mit gestaffelter N-Düngung zu Verzerrungen führen.

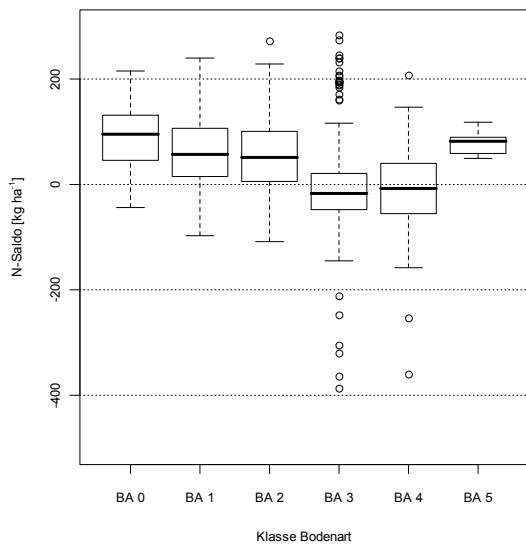


Abbildung 40: N-Saldo in Abhängigkeit von der Bodenart (Klasse siehe C_{org})

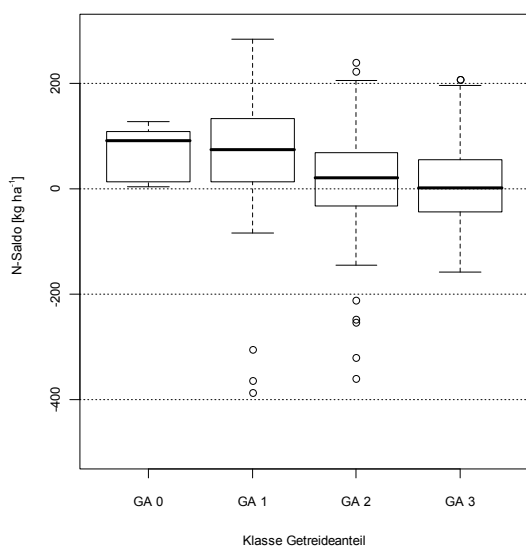


Abbildung 41: N-Saldo in Abhängigkeit vom Getreideanteil (Klasse siehe C_{org})

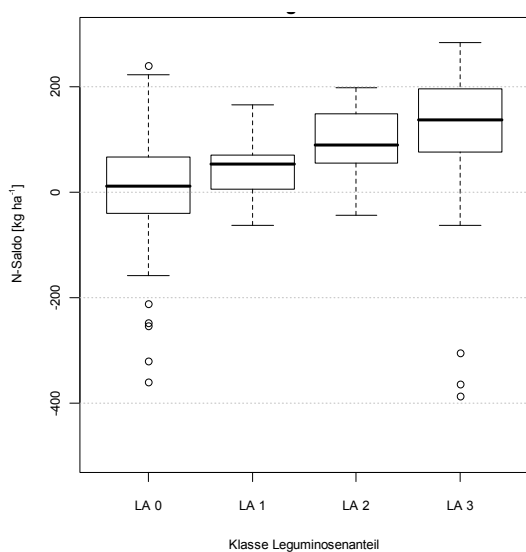


Abbildung 42: N-Saldo in Abhängigkeit vom Leguminosenanteil (Klasse siehe C_{org})

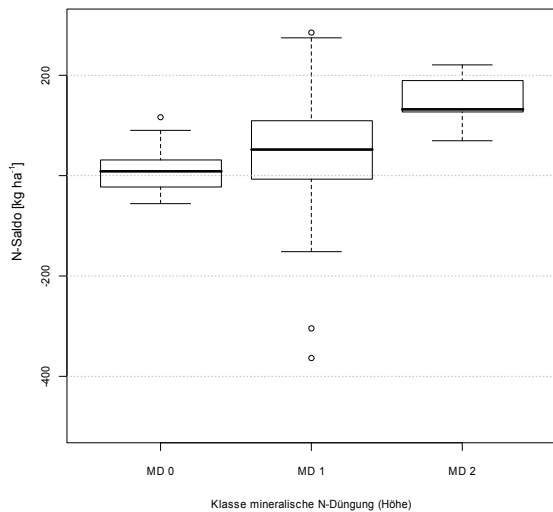


Abbildung 43: N-Saldo in Abhängigkeit von der mineralischen N-Düngung (Klasse siehe C_{org})

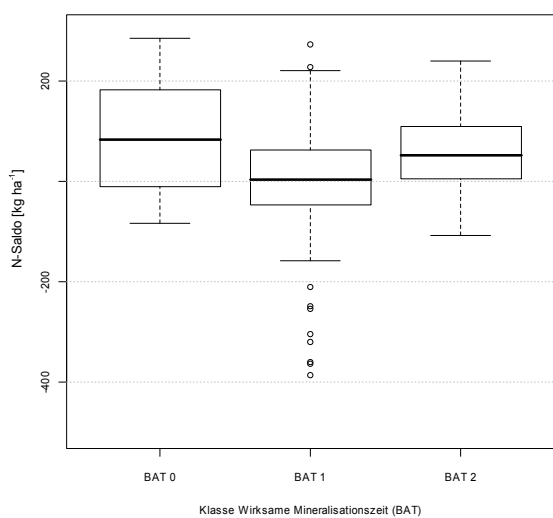


Abbildung 44: N-Saldo in Abhängigkeit von der BAT (Klasse siehe C_{org})

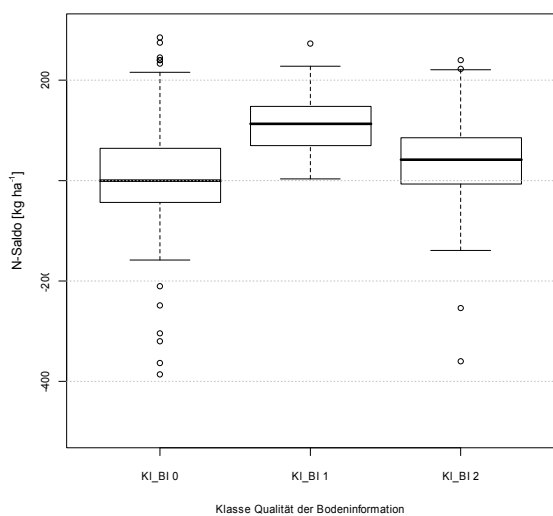


Abbildung 45: N-Saldo in Abhängigkeit von der Qualität der Bodeninformationen (Klasse siehe C_{org})

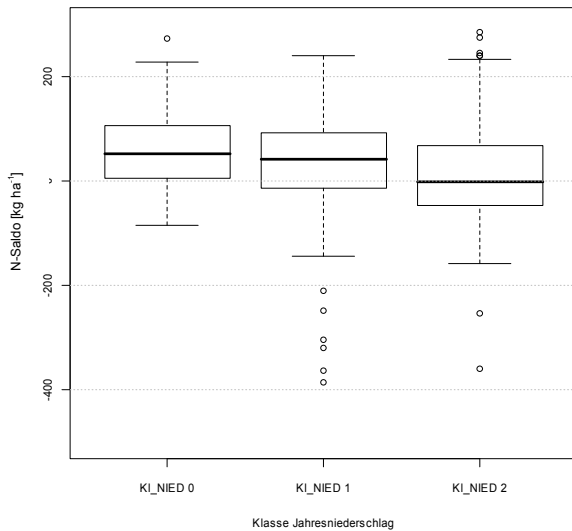


Abbildung 46: N-Saldo in Abhängigkeit vom Jahresniederschlag (Klasse siehe C_{org})

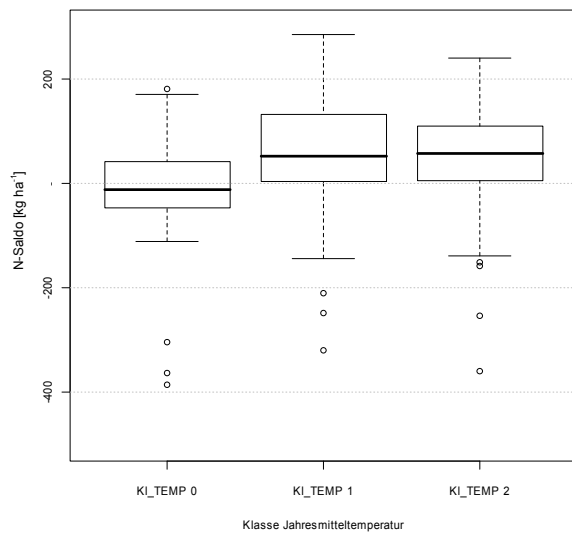


Abbildung 47: N-Saldo in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur (Klasse siehe C_{org})

Anhand der Ergebnisse der Abbildungen 40 bis 47 wird deutlich, dass bei der Betrachtung des Medians

- die höchsten mit CCB berechneten N-Salden auf der Bodenart S und die niedrigsten auf den Bodenarten L und LT auftreten,
- mit zunehmendem Getreideanteil die N-Salden geringer werden (und reziprok mit zunehmendem Hackfruchtanteil die Salden zunehmen),
- mit zunehmendem Leguminosenanteil in der Fruchtfolge oder zunehmender Höhe der Mineraldüngung die N-Salden steigen,
- die Böden mit geringeren BAT-Werten höhere N-Salden aufweisen,
- mit zunehmenden Niederschlägen die N-Salden abnehmen.

Es ist zu beachten, dass die vielen Versuchsvarianten standortspezifische Unterschiede aufweisen, die eine kausale Interpretation der Zusammenhänge (z. B. zum Niederschlag) erschweren. Mit einer multiplen Regression (Tab. 11) wurden die Einflüsse folgender Faktoren auf das N-Saldo überprüft: Getreideanteil (at_{ge}), Leguminosenanteil (at_{le}), Niederschlag ($nied$), Gesamt N-Input (N_{input}) und Ton (ton). Die multiple Regressionsauswertung

wies für die Faktoren Niederschlag, Gesamt N-Input und den Tongehalt des Bodens einen höchst signifikanten Einfluss aus. Für die anderen Faktoren wurden keine signifikanten Einflüsse ermittelt. Als Standardfehler der Residuen der multiplen Regression wurde ein Wert von 53,6 ausgegeben.

Tabelle 11: Kennwerte der multiplen Regression für die geprüften Faktoren

	Koeffizient	Standardfehler	t Wert	Signifikanz
Interzept	20,19206	13,06152	1,546	
Getreideanteil	0,25636	0,14911	1,719	
Leguminosenanteil	0,37860	0,21334	1,775	
Niederschlag	-0,09717	0,01826	5,323	***
Gesamt N-Input	0,69345	0,02426	28,586	***
Ton	2,09619	0,33017	6,349	***

Weiterhin wurde der Einfluss der Verwendung verschiedener N-Gehalte der modellierten Kulturarten auf die Berechnung des N-Saldos geprüft. Dabei wurden zum einen die N-Gehalte des Modells CANDY (FRANKO 1989) und zum anderen die N-Gehalte des Modells BEFU jeweils für den ökologischen bzw. konventionellen Landbau nach (ALBERT et al. 2007) verwendet.

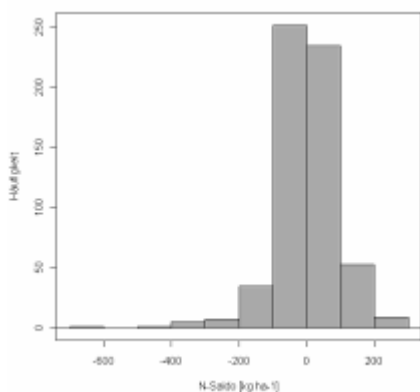


Abbildung 48: Häufigkeitsverteilung (n = 598) des berechneten N-Saldos mit N-Gehalten nach CANDY

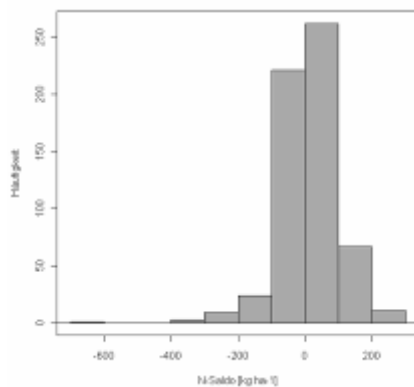


Abbildung 49: Häufigkeitsverteilung (n = 598) des berechneten N-Saldos mit N-Gehalten nach BEFU (konventionell)

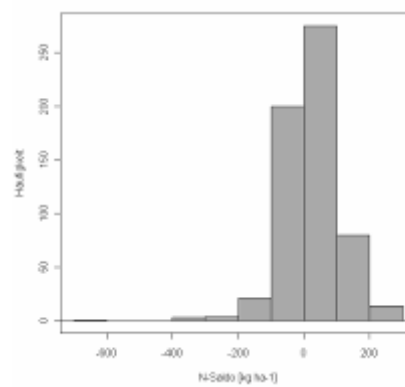


Abbildung 50: Häufigkeitsverteilung (n = 598) des berechneten N-Saldos mit N-Gehalten nach BEFU (ökologisch)

Der Median der N-Saldenermittlung liegt für die Häufigkeitsverteilungen (Abb. 48 bis Abb. 50) mit N-Gehalten nach CANDY bei $0,03 \text{ kg ha}^{-1}$, für die N-Gehalte nach BEFU (konventionell) bei $12,4 \text{ kg ha}^{-1}$ und für die N-Gehalte nach BEFU (ökologisch) bei $22,5 \text{ kg ha}^{-1}$. Weil die N-Gehalte der Fruchtarten variiert wurden, werden die veränderten Salden nur durch die N-Entzüge der Fruchtarten geprägt. Die Ergebnisse zeigen, dass die N-Gehalte und somit auch die N-Entzüge nach CANDY die höchsten und nach BEFU (ökologisch) die geringsten Werte aufweisen. Hierdurch weisen dann die N-Salden nach CANDY etwas niedrigere und nach BEFU (ökologisch) etwas höhere Werte auf als im Vergleich zu den N-Salden nach BEFU (konventionell). Es ist zu erkennen, dass der Faktor N-Gehalte der Fruchtarten nur einen geringen Einfluss auf den Median der Saldenergebnisse (Gesamtdatensatz) aufweist.

Als weitere Fehlerquelle, die jedoch aufgrund unzureichender Datenlage nicht weiter analysiert werden konnte, kommen von den verwendeten Parametern abweichende N-Gehalte (bzw. C/N-Verhältnisse) der organischen Dünger in Betracht. Auf die hier im Modell nicht behandelte Wechselwirkung zwischen C-Umsatz und Pool des mineralisierten N wurde als mögliche Fehlerquelle bereits hingewiesen. Für die Detailuntersuchung einzelner Versuchsvarianten oder landwirtschaftlicher Schläge besteht hier Forschungsbedarf zur Abstimmung der Parametersätze zwischen den Modellen CCB und BEFU.

4.4 Ergänzende Bewertungen der C_{org} - und N_t -Dynamik (H. KOLBE)

4.4.1 Startwertfestlegungen

Sichtprüfung

Beispielhaft wurde eine Sichtprüfung der simulierten C_{org} -Werte (Trends) durchgeführt. In den Versuchsvarianten, deren Verhalten tendenziell vom Modell nachgebildet wird, wurde eine Festlegung der C_{org} -Startwerte per Hand angeschlossen. In der Abbildung 51 ist der Zusammenhang der über die Sichtprüfung ermittelten C_{org} -Startwerte zu den vorher verwendeten Startwerten (erster verfügbarer Messwert) dargestellt. Es wird deutlich, dass durch die Sichtprüfung nur geringe Verschiebungen in den C_{org} -Startwerten ermittelt wurden.

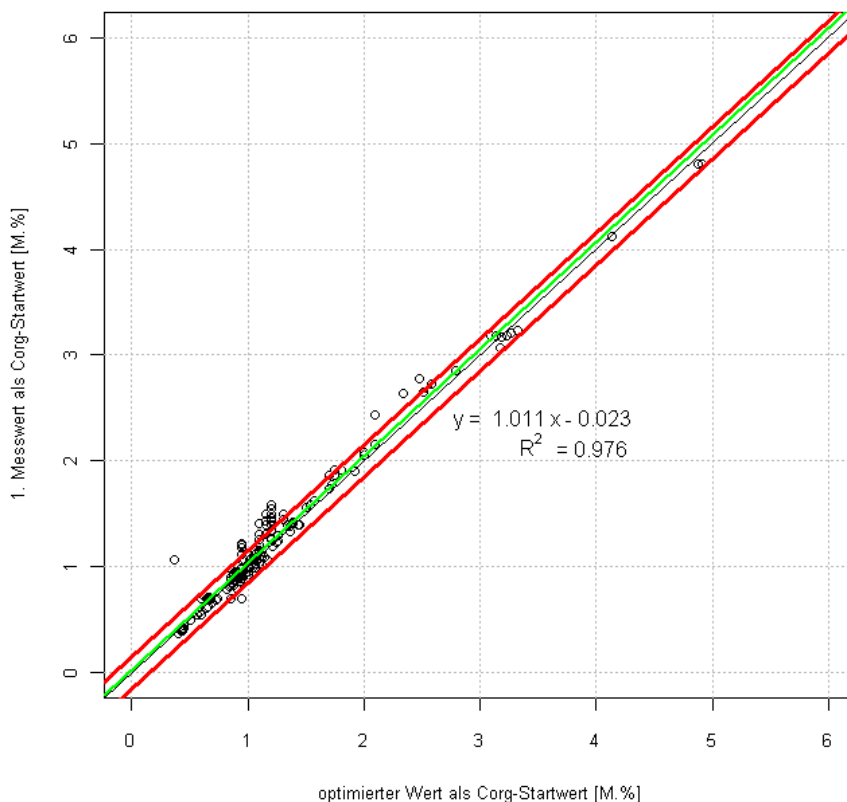


Abbildung 51: Darstellung der Definition des 1. Startwertes (x-Achse = durch Sichtprüfung bestimmter C_{org} -Startwert; y-Achse = 1. Messwert als C_{org} -Startwert verwendet) durch lineare Regression (n= 246; nur Versuche, deren Trend richtig nachgebildet wird und Startwertänderung notwendig erschien) mit Darstellung der 1:1-Linie (schwarz), Regressionsgeraden (grün) und Abweichung von +/- 0,15 M.% C_{org} (rot)

Optimierungsalgorithmus

Verwendet man als Startwerte jeweils den ersten verfügbaren Wert, wird diesem im Vergleich zu den weiteren Werten eine höhere Gewichtung verliehen. Weiterhin würde ein Fehler beim ersten Messwert sich auf das Modellergebnis der Folgejahre auswirken. Um diese Nachteile auszuschließen, wurde für den Zeitpunkt $t = 0$ ein "virtueller" C_{org} -Wert verwendet, welcher durch ein Optimierungsverfahren ermittelt wurde.

Bei der Anwendung der beschriebenen Optimierungsmethode nach PRESS et al. (1989) zur Festlegung der Startwerte wird für den Zeitpunkt $t = 0$ ein Wert so festgelegt, dass die Summe der Abweichungen zwischen den berechneten und experimentell ermittelten C_{org} - und N_t -Werten ein Minimum annehmen. Dieser Wert stellt dann den Startwert dar (Abb. 52). An dem Beispiel des Dauerversuches aus Barybino (Var. 3NPK) ist zu erkennen, dass bei Anwendung der Optimierungsmethode die ermittelten Werte so durch die experimentell ermittelten Werte gelegt werden, dass sich in diesem Fall die Kurvenverläufe überkreuzen. Durch Anwendung dieser Methode werden die Abweichungen zwischen Experiment und Modell minimiert, wodurch positive und negative Abweichungen dann immer weitgehend ausgeglichen werden. In diesem Beispiel wurden folgende Werte ermittelt:

- Anfangswert: 0,927 % C_{org}
- ME: -0,014 C_{org}
- RMSE: 0,0551 C_{org} .

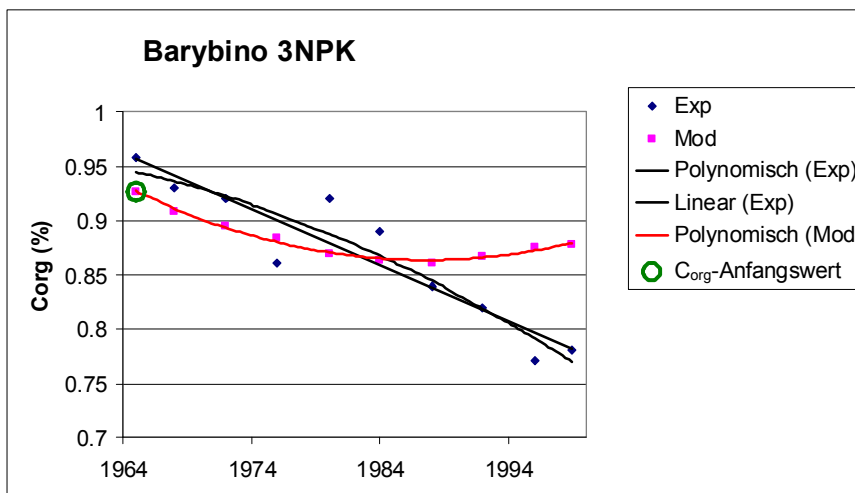


Abbildung 52: Zeitlicher Verlauf der Punkteschare von experimentell (Exp) und berechneten (Mod) C_{org} -Werten einer Variante des Dauerversuches in Barybino nach Anwendung des Optimierungsalgorithmus (Kap. 3.5.2) zur Festlegung der C_{org} -Anfangswerte

Der Vorteil dieser Methode ist, dass im Durchschnitt eine möglichst genaue Anpassung der Modellwerte an die Felddaten erfolgt. Der Ausgangspunkt dieser Tätigkeiten ist es aber, dass sich eine statistische Prüfung der Übereinstimmung zwischen Modell- und Felddaten anschließen soll. Auf der anderen Seite sind daher mit dieser Vorgehensweise entscheidende Nachteile verbunden:

- Die Werte des Prüfkriteriums ME tendieren gegen Null und verlieren dadurch ihre statistische Aussagefähigkeit.
- Hierdurch kann auch der Verlauf der Abweichung (ob positiv oder negativ) nicht mehr beurteilt werden.
- Das Prüfkriterium RMSE wird in der Regel ebenfalls deutlich verringert (und weist oft geringere Streuungen auf als die experimentell ermittelte Feldstreuung).
- Die ermittelte Genauigkeit hat für den Anwender eine verringerte Gültigkeit, weil er in der Regel nur einen Ausgangswert für seine Berechnungen nutzen kann, die aus einer Analyse oder aus einer Mittelwertbildung aus wenigen Bodenuntersuchungen stammen.

Regressionsanalyse

Eine weitere Möglichkeit besteht darin, experimentell ermittelte Anfangswerte aus den Versuchen als Startwerte zu verwenden. Weil diese Werte aber auch einer oft nicht unerheblichen Streuung unterliegen, wurden zur Umgehung der geschilderten Nachteile Methoden der Regressionsanalyse zur Auffindung der Anfangswerte eingesetzt (Abb. 53):

- Anfangswert: 0,950 % C_{org}
- ME: -0,036 C_{org}
- RMSE: 0,0641 C_{org}

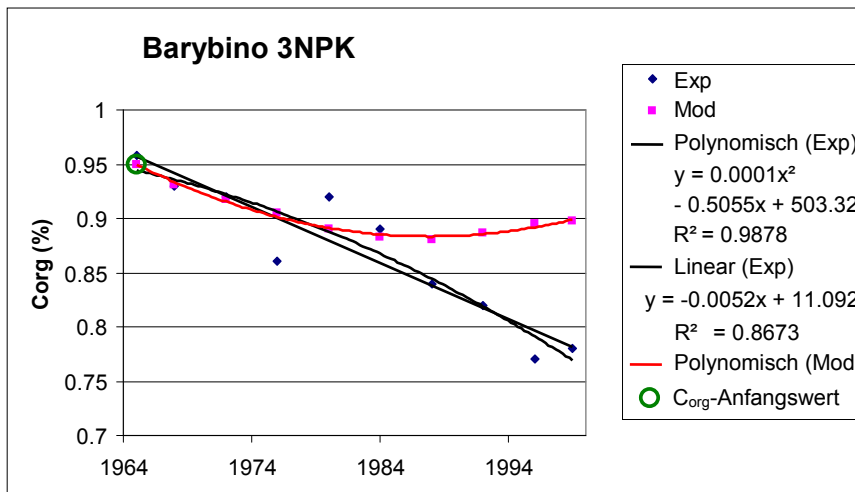


Abbildung 53: Zeitlicher Verlauf der Punkteschare von experimentell (Exp) und berechneten (Mod) C_{org} -Werten einer Variante des Dauerversuches in Barybino nach Anwendung des Regressionsverfahrens zur Festlegung der C_{org} -Anfangswerte

Entsprechend den Ergebnissen der linearen und quadratischen Regression wurde ein mittlerer Anfangswert von 0,95 % C_{org} festgelegt. Wie aus dem Kurvenverlauf der C_{org} -Werte zu ersehen ist, ist jetzt eine andere Zuordnung der Werte zwischen Modell und Feld zu erkennen. Dafür ist in der ersten Hälfte des Versuches eine weitgehende Übereinstimmung der Werte festzustellen, während im zweiten Zeitabschnitt die Abstände zwischen beiden Kurvenverläufen immer größer werden. Ein Nachteil der Methode ist es, dass ein höherer Zeitaufwand für die meistens letztlich manuelle Festsetzung der Anfangswerte (und Endwerte) zu erbringen ist. Die Vorteile können folgendermaßen zusammengefasst werden:

- Die Werte des Prüfkriteriums ME weisen eine hohe statistische Aussagefähigkeit auf.
- Der Verlauf der Abweichung wird realistisch dargestellt, sodass aus der Steigung (b) die Umsatzgeschwindigkeit für die C_{org} - und N_T -Prozesse im Vergleich zu denen im Feld gut abgeschätzt werden kann.
- Die Werte des Prüfkriteriums RMSE steigen in der Regel an, auf Grund des typischen Kurvenverlaufs der zeitlichen C_{org} - und N_T -Entwicklung der Varianten liegt die Streuung allerdings in der ersten Versuchshälfte meistens niedriger und in der zweiten Hälfte höher als im Durchschnitt der gesamten Versuchszeit.
- Die statistische Prüfung erfolgt in der Weise der späteren Anwendung, sodass der Anwender weitgehend der Realität entsprechende Validierungsdaten erhält.
- Unter der Voraussetzung einer ausreichend langen Beobachtungsreihe können systematische Fehler des Modells besser erkannt werden.

In der geschilderten Weise wurden daraufhin mit Hilfe verschiedener Regressionsfunktionen die Startwerte und die mittleren Werte zu Versuchsende für C_{org} und N_t für alle Versuchsvarianten definiert, die für die abschließenden Modellierungen und Fehlerauswertungen verwendet worden sind. In der Abbildung 54 ist der Zusammenhang der über die Regressionsgleichungen ermittelten C_{org} -Startwerte zu den Startwerten aus dem ersten verfügbaren Messwert (vgl. Abb. 51) dargestellt. Die Verwendung der über Regressionsauswertungen ermittelten C_{org} -Startwerte weist eine höhere Übereinstimmung mit den experimentellen Werten auf.

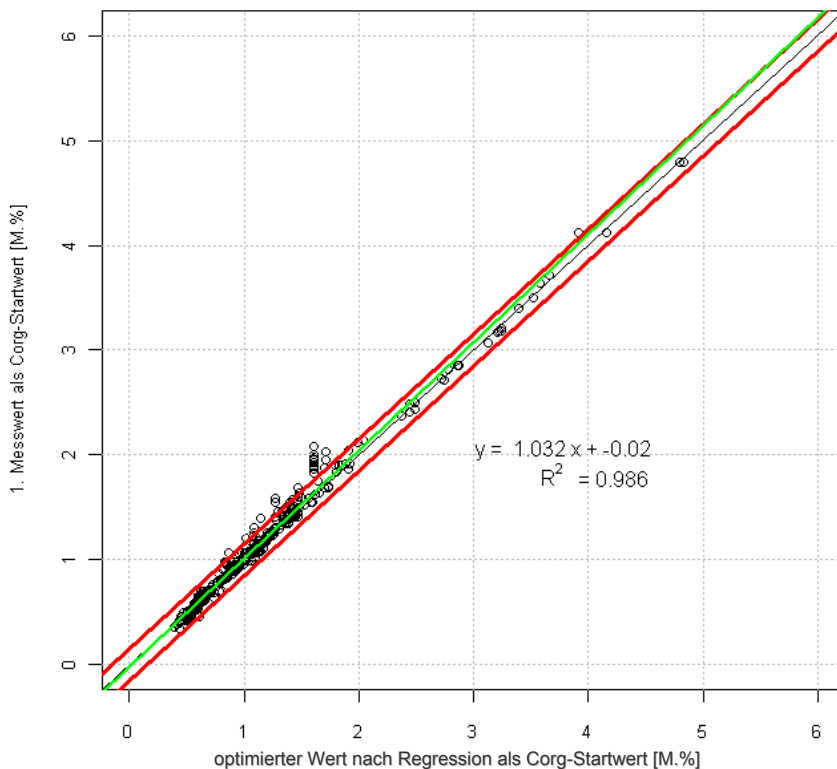


Abbildung 54: Darstellung der Definition des 1. Startwertes (x-Achse = durch Regressionen optimierter C_{org} -Startwert; y-Achse = 1. Messwert als C_{org} -Startwert) durch lineare Regression mit Darstellung der 1:1-Linie (schwarz), Regressionsgeraden (grün) und Abweichung von +/- 0,15 M.% C_{org} (rot)

4.4.2 Validierungsergebnisse

Unter der Verwendung gleicher methodischer Bedingungen zur statistischen Fehlerberechnung ist die Übereinstimmung zwischen den berechneten und experimentell ermittelten C_{org} -Werten mit der Zeit deutlich besser geworden (Tab. 12). Durch Fortschritte in der Modellentwicklung konnte besonders die statistische Streuung von RMSE-Werten um 0,47 im Jahr 2004 auf deutlich unter 0,20 % C_{org} im Jahr 2010 verringert werden.

Es ist weiterhin zu erkennen, dass bei Verwendung des Optimierungsalgorithmus an Stelle der Regressionsmethode zur Generierung der Startwerte es zu einer weitgehenden Nivellierung der Differenzen zwischen Modell und Experiment auf den Wert Null kommt. Dadurch kann der ME nicht mehr als Bewertungskriterium verwendet werden (vgl. Kap. 4.2.1). Dagegen wird das RMSE offensichtlich kaum verändert. Darüber hinaus werden in Tabelle 12 verschiedene Methoden der Datenerfassung und des Datenumfangs zur statistischen Analyse miteinander verglichen (siehe Kap. 3.4 und Kap. 3.5).

Zunächst wurden zu zwei verschiedenen Zeitpunkten nach der Verrechnungsweise M1-Alles alle verfügbaren berechneten und gemessenen C_{org} - und N_t -Werte in die statistische Bewertung einbezogen. Es besteht eine hohe Übereinstimmung zwischen den beiden Analysen. Wird jedoch nur die erste Versuchshälfte in die Bewertung einbezogen (M1-1.Hälfte), so werden deutlich niedrigere Werte für C_{org} und N_t ermittelt, was besonders beim RMSE in Erscheinung tritt. Bei singulärer Einbeziehung der 2. Versuchshälfte (M1-2.Hälfte) werden dagegen RMSE-Werte ermittelt, die deutlich über den Werten liegen, die im Durchschnitt bei Einbeziehung aller Daten (M1-Alles) ermittelt werden.

Tabelle 12: Zeitliche Entwicklung der Modellgenauigkeit sowie Vergleich von verschiedenen Erfassungsmethoden (M1 – M3) zur ME- und RMSE-Statistikanalyse über den Vergleich zwischen Experiment- und Modellwerten für C_{org} und N_t

Entwicklungsabschnitt/ Erfassungsmethode	Festlegung Startwert	C_{org} ME	RMSE	N_t ME	RMSE
KOLBE & PRUTZER (2004) (n = 407; M2-Genau)	R	-0,0237	0,47007	-	-
KOLBE & RINGE (2007) (n = 501; M2-Genau)	R	0,0848	0,28884	-	-
M1-Alles (Ende 2009; n = 598)	R	-0,0168	0,11314	-0,0059	0,01502
M1-Alles (Okt. 2010, = Vergl.-Basis; n = 598)	R	-0,0171	0,11885	-0,0064	0,01715
FRANKO et al. (2011) (n = 391; M1-Alles)	O	-0,0010	0,11900	-	-
M1-1.Hälfte	R	-0,0183	0,06436	-0,0019	0,00752
M1-2.Hälfte	R	-0,0204	0,14046	-0,0100	0,02071
M2-Genau	R	-0,0041	0,15689	-0,0108	0,02462
M3-Ab15	R	-0,0016	0,14411	-0,0101	0,02188
Zum Vergleich (KOLBE & KÖHLER 2008; n = 328; M2-Genau)					
LUFA obere Werte	R	0,1060	0,19100	-	-
LUFA untere Werte	R	0,0016	0,18390	-	-
Standortangepasste Methode	R	0,0591	0,11310	-	-

R = Regression oder 1. experimenteller Wert, O = Optimierungsalgorithmus

Die weiteren aufgeführten Verrechnungsmethoden (M2-Genau, M3-Ab15) wurden manuell bestimmt, wozu allerdings ein deutlicher Zeitaufwand erforderlich ist. Mit der Methode M2-Genau wurde mit Hilfe der Regressionsanalyse für jede Variante in den Dauerversuchen auch ein jeweiliger mittlerer Endwert für die beiden Bodenparameter C_{org} und N_t ermittelt. Hierdurch standen dann je Variante nur ein Anfangs- und ein Endwert für die statistischen Berechnungen zur Verfügung, wie dies in vorausgehenden Untersuchungen z. B. von KOLBE & PRUTZER (2004) beschrieben worden ist. Bei der Methode M3-Ab15 wurden die ersten 14 Jahre der Versuchsdauer nicht in die Analysen einbezogen.

Wie aus dem Vergleich der Methoden M1-2.Hälfte, M2-Genau und M3-Ab15 hervorgeht, sind kaum Unterschiede in den Ergebnissen festzustellen, sodass diese Methoden sich gleichermaßen für die Modellbewertung eignen. Auf Grund dieser Ergebnisse konnte insbesondere die Methode M1-2.Hälfte zur weiteren Anwendung empfohlen werden, weil sie leicht in die CCB-Software implementiert werden konnte und keines zusätzlichen Zeitaufwands bedurfte.

Auf Grund dieser Ergebnisse kann jetzt eine genauere Einordnung der gefundenen Fehlergrößen erfolgen, sodass sie auch mit anderen Untersuchungen verglichen werden können. Die mittleren RMSE-Werte des CCB-Verfahrens können somit auf 0,141-0,157 % C_{org} fixiert werden (M1-2.Hälfte, M2-Genau, M3-Ab15). Damit liegt die Anpassung der berechneten Werte des CCB-Verfahrens genau zwischen denen der VDLUFA-Methode (0,184-0,191) und der standortangepassten Methode, die RMSE-Werte von 0,113 % C_{org} aufweist (Tab. 12).

Hinweise zur Modell-Optimierung können abgeleitet werden, wenn zwischen diesen erlangten statistischen Parametern und den untersuchten Einflussgrößen systematische Beziehungen bestehen. Die Abweichungen zwischen den berechneten und experimentell ermittelten Werten sind hierfür insbesondere geeignet, weil sie neben der Streuung auch die Richtung von systematischen Abweichungen zu erkennen geben. Daher wurden mit Hilfe einfacher und multipler Regressionen einige exemplarische Fehleranalysen für das ME durchgeführt und die signifikanten Ergebnisse in den nachfolgenden Tabellen vorgestellt (T-Test für $p \leq 0,05$). Als Datengrundlage dienten die mit Hilfe der Regressionsanalyse ermittelten C_{org} - und N_t -Anfangswerte sowie die Methoden M1-2.Hälfte und M2-Genau, wodurch Unterschiede zwischen Modell- und Versuchsergebnissen möglichst genau ermittelt werden können und es nach den bisherigen Erfahrungen zu keiner Nivellierung von Unterschieden kommen kann.

In Tabelle 13 werden die Ergebnisse aller Varianten ($n = 598$) der Fehleranalyse für das ME der C_{org} -Differenzen aufgeführt. Es bestehen gerichtete Einflüsse von etlichen Einflussfaktoren des Bodens, des Klimas und der Bewirtschaftung. Von den aufgeführten Faktoren sind als wichtigste Größen zu nennen: Temperatur, C_{org} -Gehalt, C/N-Verhältnis sowie C-Input organischer Düngemittel, N_t -Gehalt, Ton, C/N-Verhältnis Boden. Insgesamt können 59 % der Streuung durch die aufgeführten Faktoren erklärt werden.

Tabelle 13: Statistische Analyse des Fehlers (Grundgesamtheit der untersuchten Varianten) für ME C_{org} mit Hilfe der Regressionsanalyse (n = 598)

Merkmal	M1-2.Hälfte b	MR ² (%)	M2-Genau b	MR ² (%)	Summen je Fak- tor MR ² (%)	(%)
Temperatur	0,281	18,1	0,455	1,3	22,1	37,6
Temperatur ² *	-0,014	1,9	-0,021	22,9		
C _{org}	-0,704	1,3	-1,063	2,5	6,5	11,1
C _{org} ² *	0,081	5,8	0,129	3,4		
C/N-Verhältnis organische Düngemittel	-0,002	6,9	-0,003	5,4	6,2	10,5
C-Input organische Düngemittel	0,002	1,6	0,004	2,9	5,9	10,0
C-Input organische Düngemittel ² *	-4,31E-005	3,3	-8,22E-005	4,0		
N _t	3,996	4,6	6,395	4,3	4,5	7,7
N _t ²		-		-		
Ton ² *	0,0002	4,6	0,0002	4,1	4,4	7,5
C/N-Verhältnis Boden	0,058	5,0	0,083	2,5	3,8	6,5
C/N-Verhältnis Boden ² *		-		-		
Anteil Hackfrucht	-0,002	2,8	-0,003	1,6	2,2	3,7
Anteil Leguminosen	-0,001	1,7	-0,003	1,6	1,7	2,9
Niederschlag	-0,001	2,5		-	1,5	2,6
Niederschlag ² *	8,07E-007	0,4		-		
Summe		60,5		56,6	58,8	100,0

* quadrat. Gleichungsglieder; b = Steigung; MR² = multiples Bestimmtheitsmaß

Von den Haupteinflussgrößen sind exemplarisch die Wirkungen der Temperatur (Abb. 55) und der C_{org}-Gehalte (Abb. 56) auf die ME-Werte abgebildet worden. Es ist deutlich zu sehen, dass die durchschnittlichen ME mit ansteigenden Temperaturen ausgehend von Minuswerten nach positiven Werten hin ansteigen (b = positiver Wert). Hieraus kann abgeleitet werden, dass im Verhältnis zu den experimentell ermittelten C_{org}-Werten bei niedrigen Temperaturen ein zu geringer und bei hohen Temperaturen ein etwas zu hoher Abbau an C_{org} mit dem Modell berechnet wird (C_{org}-Experiment – C_{org}-Modell). In Folge steigender C_{org}-Gehalte wird demgegenüber ein umgekehrter Trend ermittelt (b = negativer Wert). Bei sehr niedrigen C_{org}-Werten wird die Veränderung der C_{org}-Gehalte noch etwas unterschätzt und bei hohen C_{org}-Werten jedoch, bei Zunahme der Streuung, immer deutlicher überschätzt.

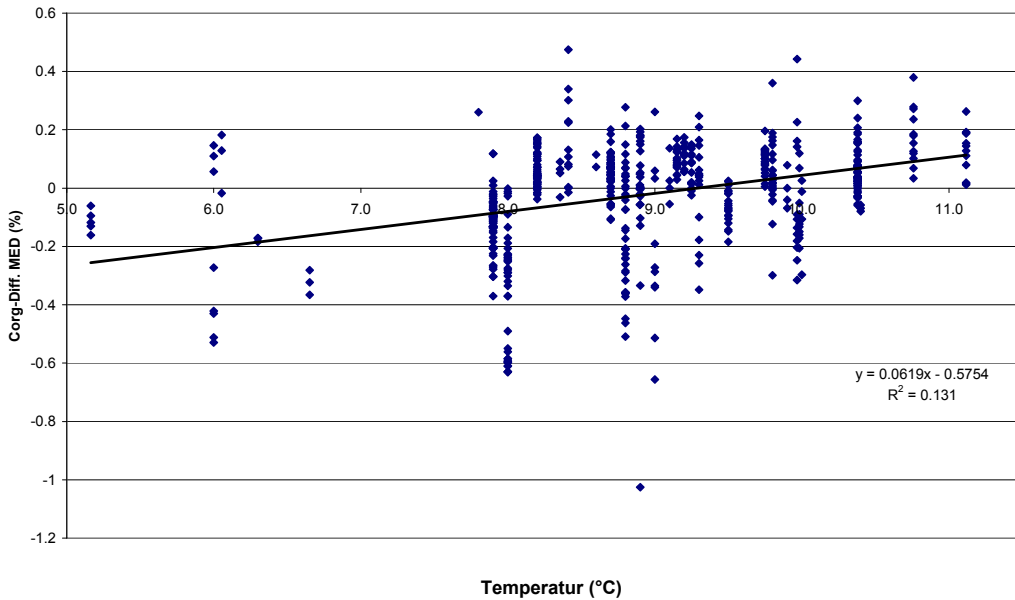


Abbildung 55: Einfluss von Temperatur in den Dauerversuchen auf die berechneten ME-Werte für C_{org} (n = 598; Temperatur $R^2 = 0,131^{}$)**

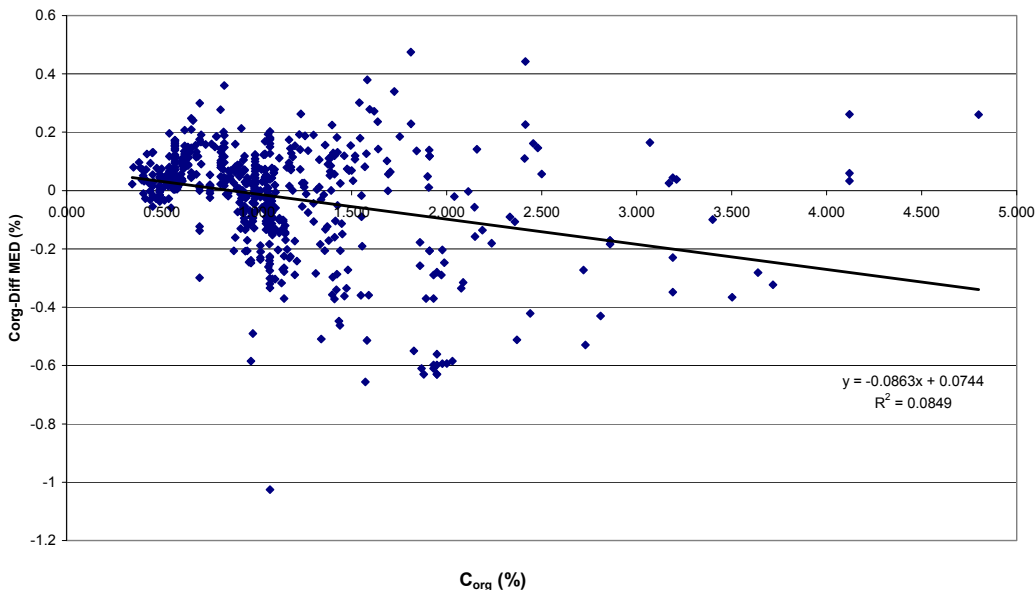


Abbildung 56: Einfluss des C_{org} -Gehaltes in den Dauerversuchen auf die berechneten ME-Werte für C_{org} (n = 598; C_{org} $R^2 = 0,0849^*$)

In Tabelle 14 wurden von der Grundgesamtheit nur die Standardvarianten der Versuche, bei denen keine organischen Materialien und keine organische Düngung zugeführt wurden, einer Analyse unterzogen (n = 167). Es findet eine etwas andere Gewichtung der Einflussfaktoren statt, ohne dass deren selektive Wirkungen sich wesentlich ändern (b = rel. stabil). Zu den hauptsächlichen Einflussgrößen mit hohen Erklärungsanteilen gehören folgende Merkmale: C_{org} -Gehalt, Ton, C/N-Verhältnis Boden. Insgesamt können mit diesem Regressionsansatz 79 % der ME-Streuung erklärt werden.

Tabelle 14: Statistische Analyse des Fehlers der Standardvarianten (ohne organische Materialien) für ME C_{org} mit Hilfe der Regressionsanalyse (n = 167)

Merkmal	M1-2.Hälfte b	MR ² (%)	M2-Genau b	MR ² (%)	Summen je Fak- tor MR ² (%)	(%)
C_{org}	-0,746	35,9		-	37,1	47,1
C_{org}^{2*}		-	-0,359	38,2		
Ton	0,009	16,0		-	14,8	18,8
Ton ²		-	0,0003	13,6		
C/N-Verhältnis Boden	0,063	10,4		-	10,8	13,7
C/N-Verhältnis Boden ²		-	0,003	11,1		
N_t	5,826	10,6		-	8,1	10,3
N_t^{2*}	-7,390	1,9	19,525	3,7		
Niederschlag	-0,001	1,9	-0,002	1,8	4,0	5,1
Niederschlag ²	1,10E-006	1,8	1,40E-006	2,5		
Temperatur	0,483	0,4	0,939	2,1	3,6	4,6
Temperatur ²	-0,025	0,9		-0,048	3,7	
Anteil Leguminosen		0,7		-	0,4	0,5
Summe		80,2		76,7	78,8	100,0

* quadrat. Gleichungsglieder; b = Steigung; MR² = multiples Bestimmtheitsmaß

Die statistischen Analysen der ME N_t -Werte sind in den folgenden Tabellen 15 und 16 dargestellt worden. Die Haupteinflussgrößen sind C-Input organische Düngemittel, Temperatur, C/N-Verhältnis Boden und Niederschläge. Insgesamt werden 72 % der Gesamtstreuung einer Klärung zugeführt.

Tabelle 15: Statistische Analyse des Fehlers (gesamt) für ME N_t mit Hilfe der Regressionsanalyse (n = 421)

Merkmal	M1-2.Hälfte b	MR ² (%)	M2-Genau b	MR ² (%)	Summen je Fak- tor MR ² (%)	(%)
C-Input organische Düngemittel	0,0003	2,2	0,0007	5,3	21,7	30,3
C-Input organische Düngemittel ² *	-6,77E-0,006	20,2	-1,26E-005	15,6		
Temperatur	0,028	14,8	0,051	16,1	18,1	25,3
Temperatur ² *	-0,001	1,9	-0,0026	3,3		
C/N-Verhältnis Boden	0,003	5,9	0,014	0,8	6,5	9,1
C/N-Verhältnis Boden ² *	-0,0003	3,4	-0,0008	2,9		
Niederschlag	-9,23E-005	1,1	-	-	6,2	8,7
Niederschlag ² *	8,89E-0,008	9,1	3,48E-008	2,1		
Anteil Leguminosen	-0,0002	1,5	-0,0002	8,3	4,9	6,8
C/N-Verhältnis organische Düngemittel	-0,0002	3,3	-0,0003	6,0	4,7	6,6
C _{org}	0,045	0,6	0,045	2,2	3,5	4,9
C _{org} ² *	-	-	0,0054	4,1		
N _t	-0,723	4,8	-0,758	1,4	3,2	4,5
N _t ² *	0,516	0,2	-	-		
Anteil Hackfrucht	-0,0002	1,4	-0,0002	1,3	1,4	2,0
N-Düngung	2,05E-005	0,9	3,27E-005	0,5	0,7	1,0
N-Entzug	-	0,9	-	-	0,4	0,6
Ton	-	-	-	-	0,3	0,4
Ton ² *	1,07E-005	0,6	-	-		
Summe		72,7		69,9	71,6	100,0

* quadrat. Gleichungsglieder; b = Steigung; MR² = multiples Bestimmtheitsmaß

Werden nur die Standardvarianten einer Analyse unterzogen, so gelangt N_t als größter Einflussfaktor an die erste Stelle. Es folgen die Faktoren Niederschläge, C_{org} und Ton. Insgesamt werden mit diesem Regressionsansatz 65 % der Streuung durch die analysierten Faktoren erklärt.

Tabelle 16: Statistische Analyse des Fehlers der Standardvarianten (ohne organische Materialien) für ME N_t mit Hilfe der Regressionsanalyse (n = 96)

Merkmal	M1-2.Hälfte b	MR ² (%)	M2-Genau b	MR ² (%)	Summen je Fak- tor MR ² (%)	(%)
N _t	-1,008	32,2	-0,647	37,2	35,4	54,1
N _t ² *	1,804	1,4		-		
Niederschlag	-0,000	0,7	5,46E-005	13,7	17,4	26,6
Niederschlag ² *	1,37E-007	20,4		-		
C _{org}	0,074	2,7	0,055	7,2	6,6	10,1
C _{org} ² *	-0,022	1,0	-0,013	2,3		
Ton	0,001	6,5		-	3,9	6,0
Ton ² *		-	1,19E-005	1,2		
Anteil Leguminosen	8,40E-005	2,0	0,0001	1,0	1,5	2,3
C/N-Verhältnis Boden		-		-	0,6	0,9
C/N-Verhältnis Boden ² *	-6,54E-005	1,1		-		
Summe		68,0		62,6	65,4	100,0

* quadrat. Gleichungsglieder; b = Steigung; MR² = multiples Bestimmtheitsmaß

Insgesamt lassen diese statistischen Auswertungen erkennen, dass es durch eine sorgfältige Analyse der Fehler, Diskussion der Veränderungsmöglichkeiten im Modell und Umsetzung sowie einer wiederholten Validierung nochmals möglich erscheint, eine deutliche Verbesserung der Methodengenauigkeit für die Bestimmung von C_{org} und N_t zu bewirken.

4.5 Berechnung der N-Nachlieferung aus dem Humusumsatz (H. Kolbe)

4.5.1 Schlagbilanz

Für die zur Verfügung stehenden 65 Versuche (Gesamtdatensatz) wurden entsprechende Bilanzierungen im Durchschnitt der Versuchsdauer durchgeführt. Die kalkulierten Abfuhr (Abb. 57 bis Abb. 59) auf den insgesamt auswertbaren 589 Versuchsvarianten unterliegen einer sehr hohen Streuung. Je nach Standort, Fruchtart und Anbaubedingungen können bei einer Gesamt-Zufuhrhöhe von z. B. 200 kg N ha⁻¹ Abfuhr zwischen unter 100 kg N ha⁻¹ und von über 225 kg N ha⁻¹ erreicht werden. In Folge steigender Zufuhr ist der Einfluss des abnehmenden Ertragsanstiegs zu erkennen. Daher steigen die N-Salden in überproportionaler Weise an. Die statistischen Zusammenhänge zwischen steigender Zufuhr und den Salden bzw. der Nährstoffeffizienz (Zufuhr = 100 %) sind relativ eng ausgeprägt.

Trotz Einbeziehung weitgehend aller N-Zufuhren werden negative N-Salden in einem erheblichen Ausmaß ermittelt. Ungefähr bei 1/3 der Versuchsvarianten im Bereich 0 kg N ha⁻¹ bis über 200 kg N ha⁻¹ N-Gesamt-Zufuhr werden negative Salden (sowie entsprechend hohe N-Effizienzen) ermittelt, die zwischen 0 kg N ha⁻¹ und -175 kg N ha⁻¹ liegen können. Abgesehen von kleineren Fehlern z. B. bei der Bestimmung der N-Gehalte der Fruchtarten und organischen Düngemitteln sind die aus diesen Dauerversuchen ermittelten Daten als ausgesprochen sicher zu bezeichnen. Somit finden sich auch durch diese Ergebnisse Hinweise, dass im unteren Versorgungsbereich die

Pflanzen noch weitere N-Quellen erschließen können, die bei der üblichen Flächenbilanzierung bisher nicht berücksichtigt werden. Diese N-Quellen stammen u. a. auch aus N-Entnahmen aus dem Untergrund der Versuchspartellen. Das Vorkommen negativer N-Salden ist bei der Aufstellung von Düngungsbemessungsverfahren zu berücksichtigen, was besonders für extensivere Anbauverfahren wichtig ist.

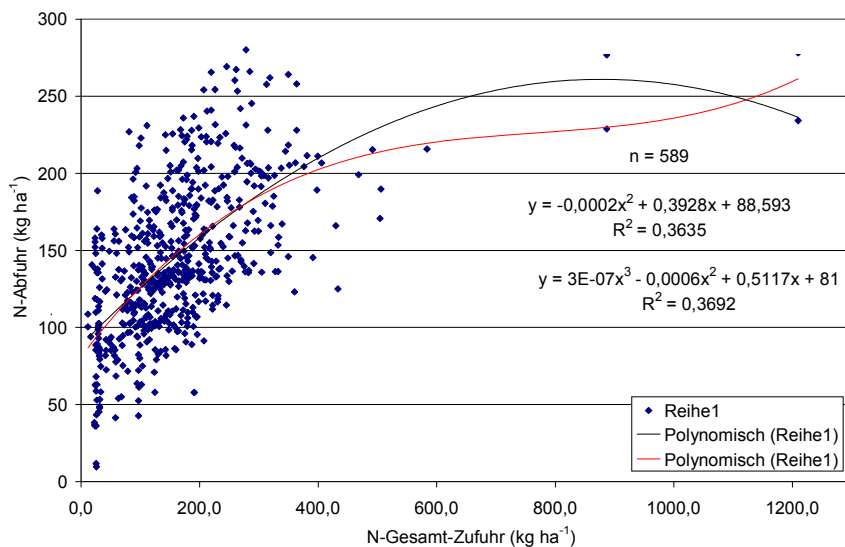


Abbildung 57: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und den N-Abfuhr bei der Schlagbilanz ermittelt aus 65 Dauerversuchen

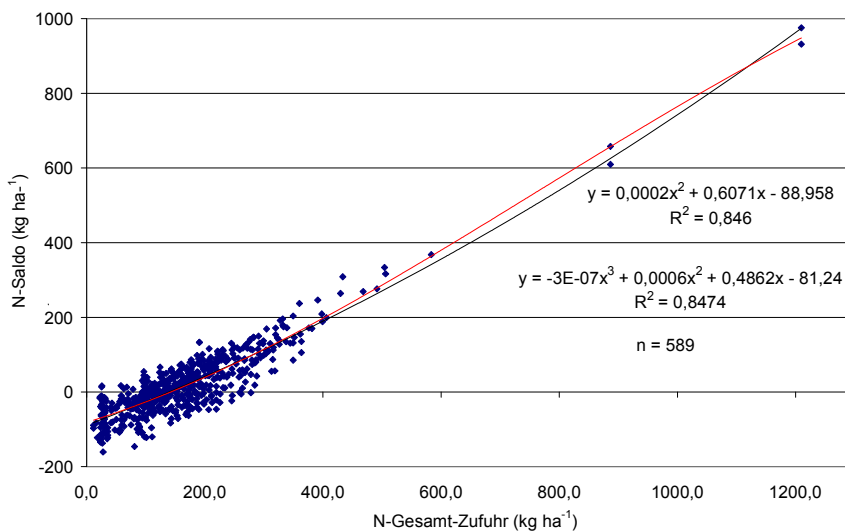


Abbildung 58: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und den N-Salden bei der Schlagbilanz ermittelt aus 65 Dauerversuchen

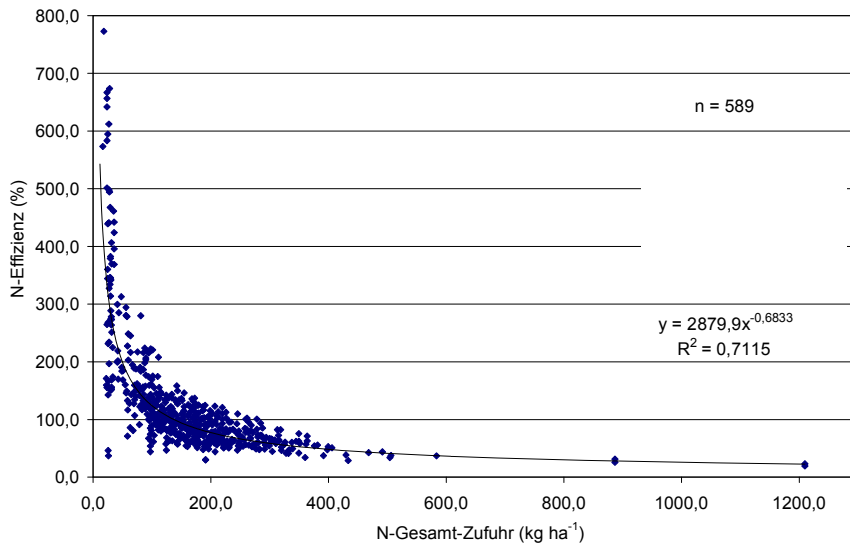


Abbildung 59: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und der N-Effizienz (unten) bei der Schlagbilanz ermittelt aus 65 Dauerversuchen

Durch die Berechnung der Veränderung der N_t -Mengen bzw. der N_t -Konzentrationen im Boden kann eine weitere Komponente in die Schlagbilanz aufgenommen werden. Auch in Folge steigender N-Gesamt-Zufuhr ist eine Zunahme der N_t -Differenz im Boden zu verzeichnen, allerdings von einer großen Streuung begleitet (Abb. 60). Bei Zufuhrhöhen von 0 kg bis ca. 150 kg Stickstoff werden negative N_t -Bilanzen des Bodens vorgefunden (Mittelwert = $4,42 \text{ kg N ha}^{-1}$, Standardabweichung = $45,40 \text{ kg N ha}^{-1}$, Abb. 61).

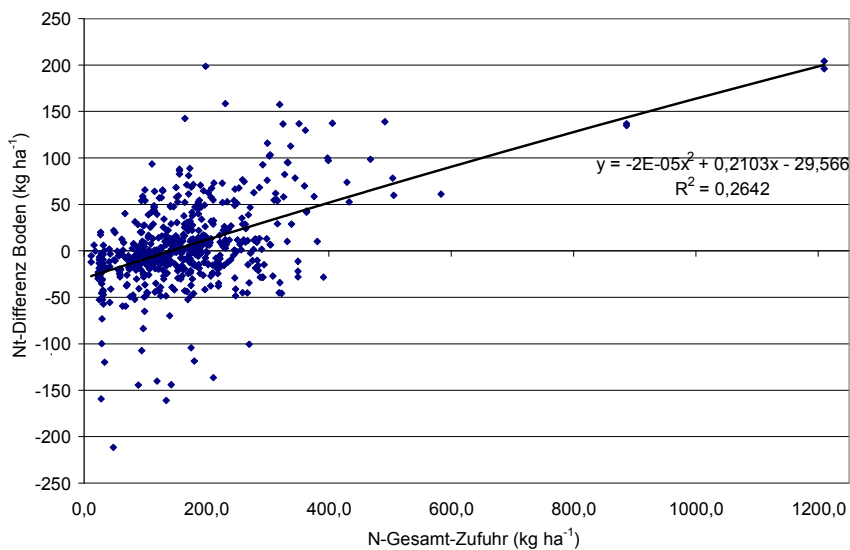


Abbildung 60: Einfluss steigender N-Gesamt-Zufuhr auf die berechnete N_t -Differenz im Boden

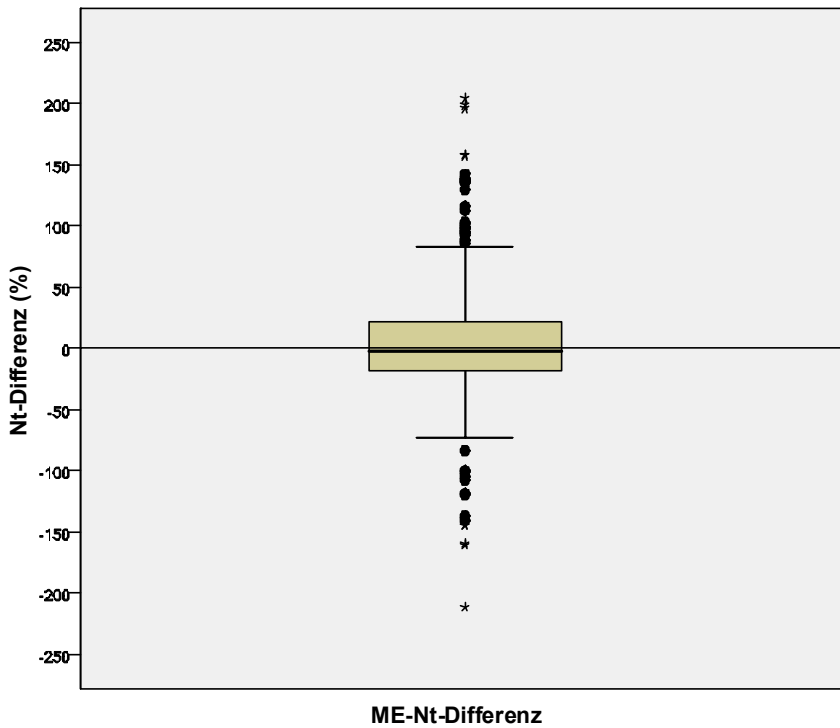


Abbildung 61: Boxplot über die berechneten N_t -Differenzen des Bodens von 589 Versuchsvarianten

Die Verrechnung in der Bilanz kann auf verschiedenem Wege erfolgen (vgl. Kap. 3.3). Zunächst werden die Veränderungen nur mit der Zufuhr-Komponente verrechnet. Hierbei erfolgt bei einer positiven N_t -Bodenbilanz eine entsprechende Verringerung der Gesamt-Zufuhr und bei einer negativen N_t -Bilanz eine Erhöhung der Gesamt-Zufuhren (Abb. 62 bis Abb. 64). Durch diese gewählte Form der Einbeziehung der N_t -Bodenbilanz erfolgt bei allen drei Bilanz-Merkmalen eine Abnahme der statistischen Sicherheit der Verrechnung.

Eine positive N_t -Bodenbilanz kann auch als eine Erhöhung der N-Abfuhr und eine negative Bilanz als eine zusätzliche Komponente bei den N-Zufuhren angesehen werden (Abb. 65 bis Abb. 67). Hierdurch erhöht sich das Bestimmtheitsmaß bei dem Zusammenhang zwischen N-Zufuhr und N-Abfuhr. Dagegen fallen die statistischen Sicherheiten bei den entsprechenden Zusammenhängen zum N-Saldo und zur N-Effizienz z. T. deutlich ab und erreichen von allen getesteten Kombinationen die niedrigsten Werte.

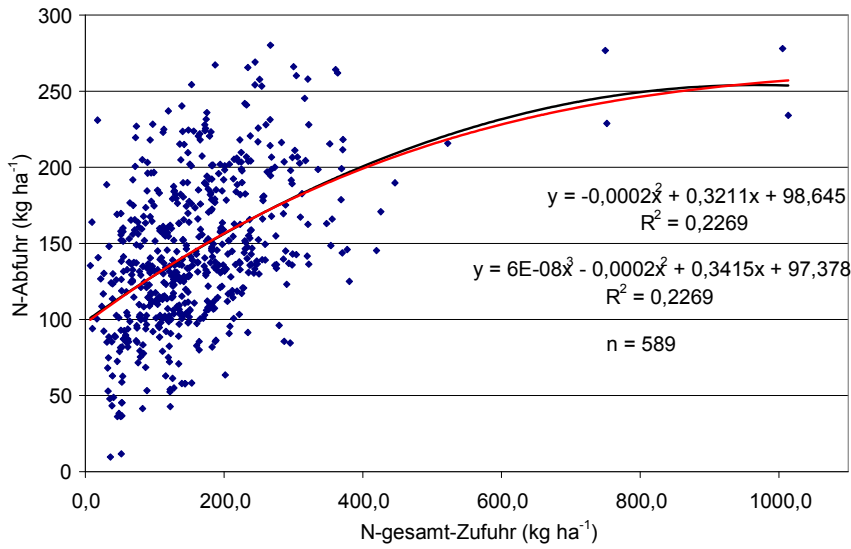


Abbildung 62: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und den N-Abfuhr bei der Schlagbilanz unter Einbeziehung der Veränderung der N_t -Bodenbilanz in die N-Zufuhr

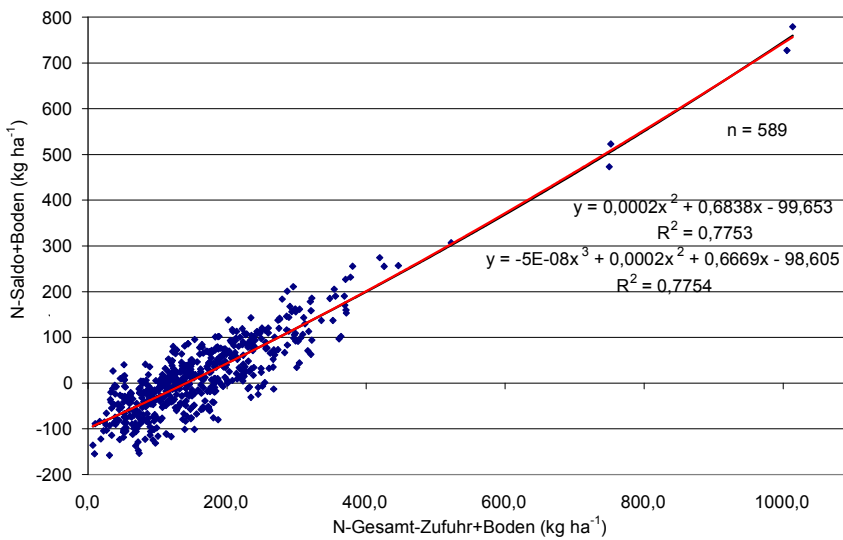


Abbildung 63: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und den N-Salden bei der Schlagbilanz unter Einbeziehung der Veränderung der N_t -Bodenbilanz in die N-Zufuhr

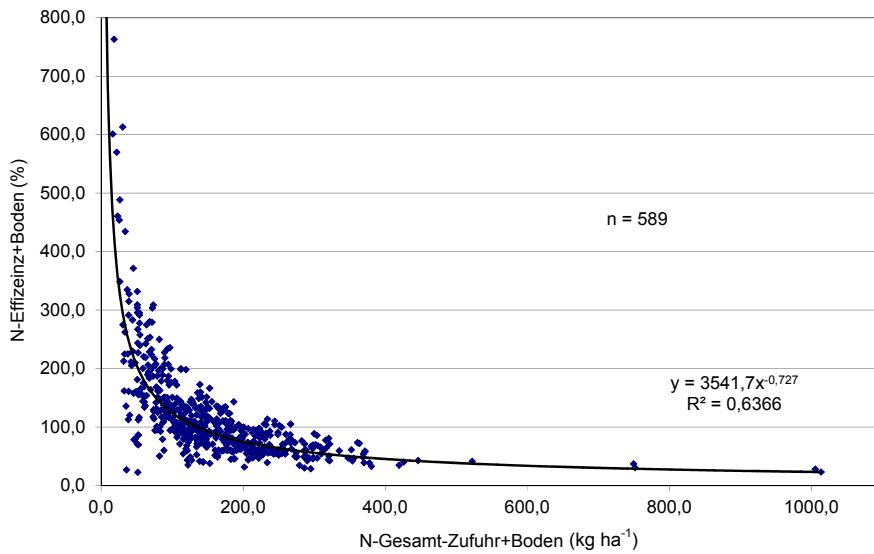


Abbildung 64: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und der N-Effizienz bei der Schlagbilanz unter Einbeziehung der Veränderung der N_t -Bodenbilanz in die N-Zufuhr

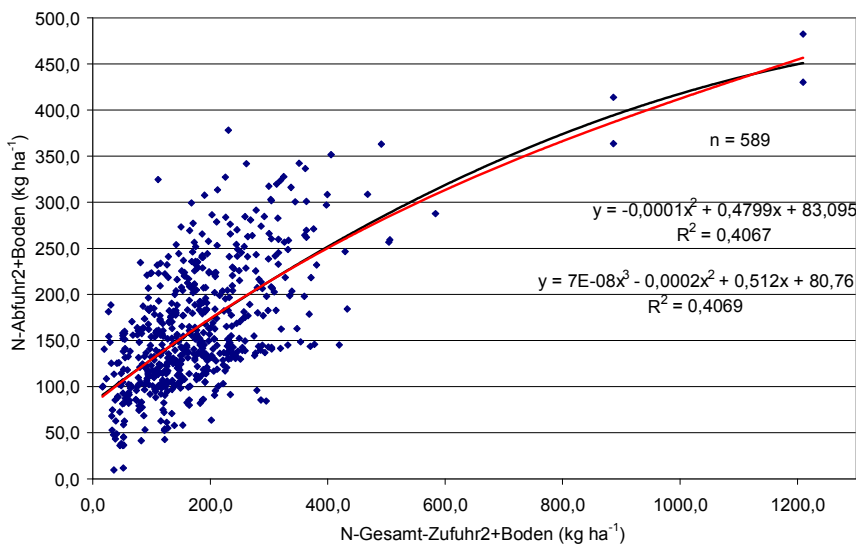


Abbildung 65: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr (incl. negativer N_t -Differenzen) und den N-Abfuhr (incl. positiver N_t -Differenzen) bei der Schlagbilanz unter Einbeziehung der Veränderung der N_t -Bodenbilanz

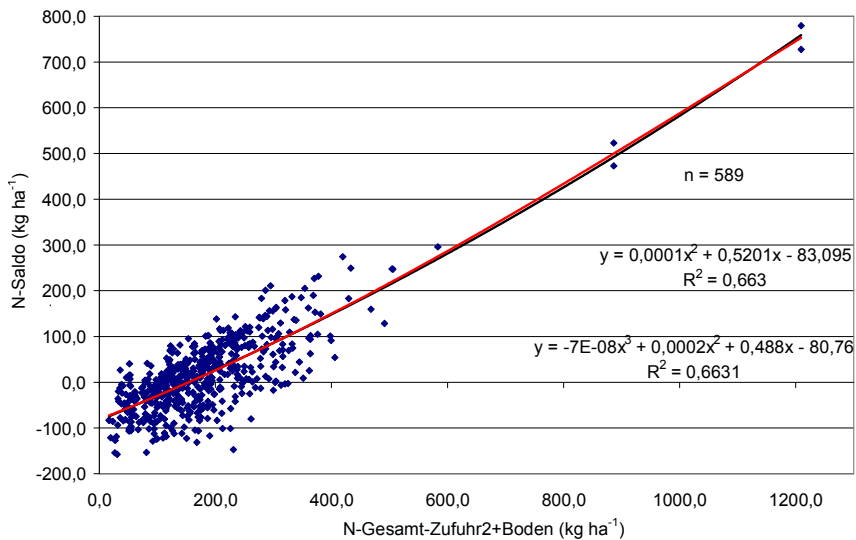


Abbildung 66: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr (incl. negativer N_t -Differenzen) und den N-Salden bei der Schlagbilanz unter Einbeziehung der Veränderung der N_t -Bodenbilanz

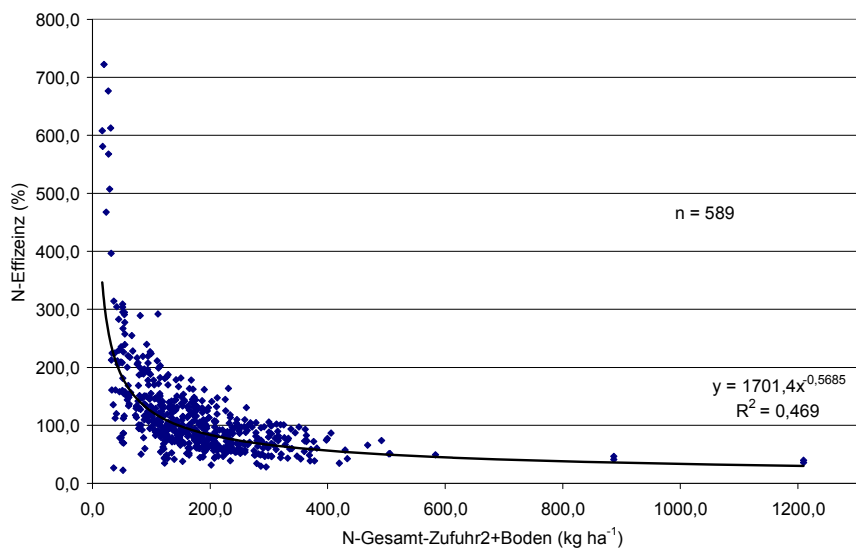


Abbildung 67: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr (incl. negativer N_t -Differenzen) und der N-Effizienz bei der Schlagbilanz unter Einbeziehung der Veränderung der N_t -Bodenbilanz

4.5.2 N-Mineralisation

Die N-Mineralisation (N_m) wird aus der N-Freisetzung folgender Komponenten gebildet:

- NH_4 -N-Anteil der organischen Düngemittel und der EWR-Rückstände der Fruchtarten bzw. entsprechend dem C/N-Verhältnis als rel. kurzfristige N-Freisetzung ($C/N \leq 20$) bzw. N-Festlegung ($C/N \geq 20$)
- Mineralisation aus der sich umsetzenden zugeführten organischen Substanz bzw. der aktiven organischen Substanz des Bodens

In Folge steigender N-Gesamt-Zufuhr ist eine Zunahme der N-Mineralisation zu erkennen (Abb. 68). Die überwiegende Menge an Stickstoff aus der zugeführten organischen Substanz wird im Verlauf der Dauerversuche auch wieder einer Mineralisation zugeführt. Im Bereich zwischen 0 kg und 200 kg ha^{-1} Zufuhr erhöht sich die mittlere N-Mineralisation von 0 kg auf ca. 90 kg $N ha^{-1}$ und Jahr. Insgesamt wird eine mittlere N-Mineralisation von 90,3 kg ha^{-1} ermittelt, die durch eine Standardabweichung von 90,4 kg ha^{-1} und Jahr gekennzeichnet ist (Abb. 69).

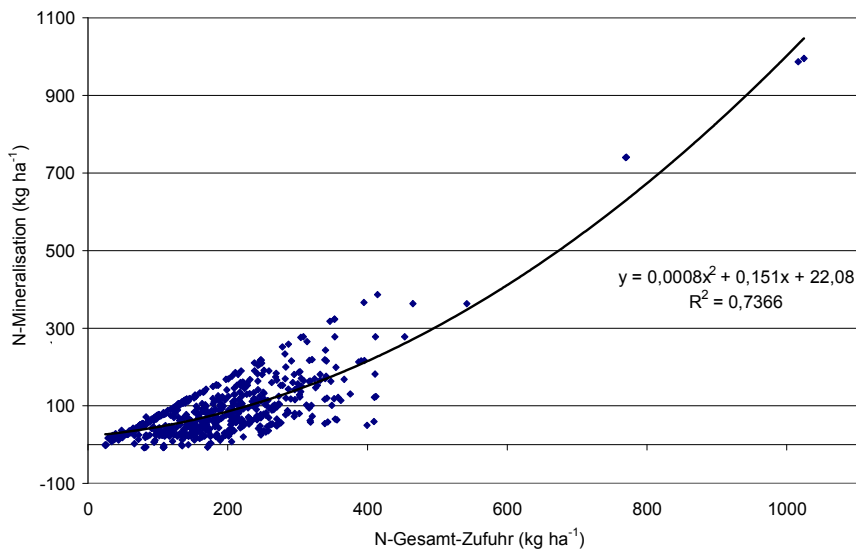


Abbildung 68: Einfluss steigender N-Gesamt-Zufuhr auf die berechnete N-Mineralisation

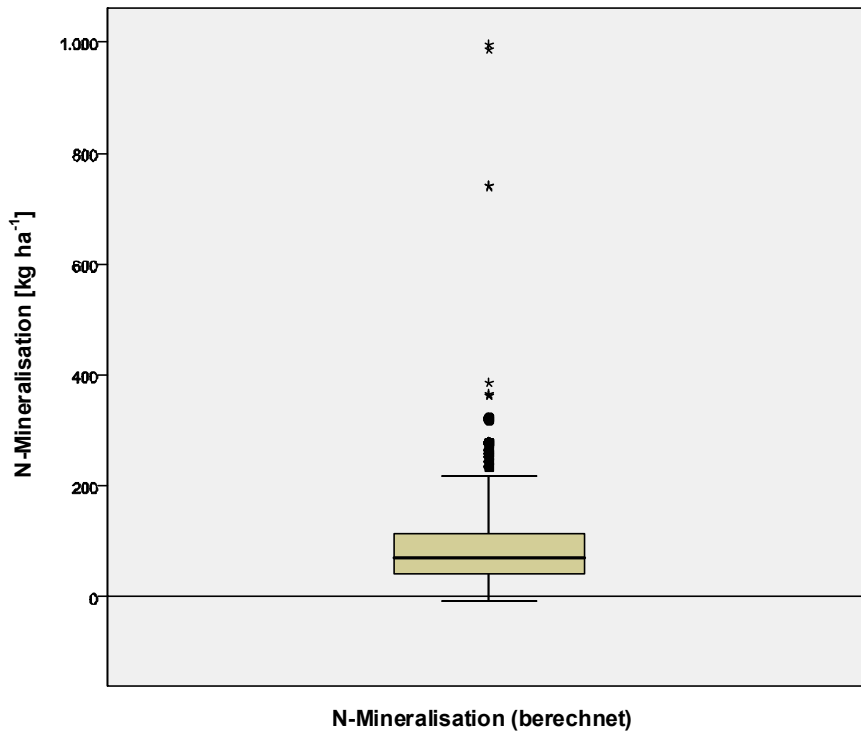


Abbildung 69: Boxplot über die berechnete N-Mineralisation von 589 Versuchsvarianten

Durch multiple Regressionsanalysen wurden die signifikanten relativen Einflüsse einzelner Merkmale auf die N-Mineralisation abgeschätzt (MR² in %):

■ 1 N-Gesamt-Zufuhr	76,9
■ 2 N-Mineraldüngung	9,6
■ 3 Leguminosen-Anteil i. d. Fruchtfolge	1,7
■ 4 C/N-Verhältnis Boden	1,2
■ 5 C _{org} -Gehalt des Bodens	0,3
■ 6 Feinanteil, Temperatur & Niederschlag jeweils	0,1

Ein großer Anteil der N-Gesamt-Zufuhr besteht aus der Zufuhr organischer Dünger und der EWR. Diese Merkmale tragen deutlich zur N-Mineralisation bei (Steigung $b = \text{positiv}$). Während die N-Mineraldüngung sowie die Leguminosen die N-Mineralisation etwas reduzieren, führen weite C/N-Verhältnisse und hohe C_{org}-Gehalte zu einer geringen Erhöhung der Mineralisation (Steigung $b = \text{negativ}$).

Um den Ablauf von Einzelmaßnahmen des Anbaus und der Düngung genau analysieren zu können, wurde zunächst in Anlehnung an eine mit organischer Substanz relativ gering versorgten Variante eines Versuches aus Groß Kreuz auf Sandboden (ASMUS 1990) eine Vorbewirtschaftung definiert. In der weiteren zeitlichen Abfolge wurde dann eine Schwarzbrache simuliert, bei der keine Zufuhr an organischer Substanz erfolgt. Diese Variante kann somit als eine Standardvariante angesehen werden. Im Vergleich zu dieser Variante wurden dann jeweils ab einem Zeitpunkt (Testjahr) weitere definierte Veränderungen im Anbau vorgenommen, sodass ein Vergleich der Mineralisation zwischen diesem Standard und den anderen meistens einmalig durchgeführten Behandlungsvarianten hergestellt werden kann.

In den Abbildungen 70 bis 72 sind einige Szenarien des Anbaus verschiedener Fruchtarten auf den chronologischen Verlauf der N-Mineralisation dargestellt worden. So erfolgt bei einjährigem Anbau von Klee gras (Aberntung

der Aufwüchse) eine geringere N-Freisetzung als bei einem zweijährigen Anbau. Die höchste N-Bereitstellung erfolgt im jeweils anschließenden Jahr. Danach ist eine immer geringer werdende Abnahme parallel zum Verlauf des Standards zu erkennen, bis in vielen Jahren das Niveau des Standards wieder erreicht wird.

Die N-Freisetzung aus den hinterlassenen EWR-Mengen des Klee-grases ist größer als die bei den anderen Fruchtarten. Je nach Höhe des C/N-Verhältnisses der EWR erfolgt eine sofortige N-Freisetzung, wie bei Klee-gras oder Zuckerrüben (ohne Blatt), oder es erfolgt eine zwischenzeitliche Herabsetzung der N-Mineralisation auf Grund der relativ weiten C/N-Verhältnisse der EWR bei den anderen geprüften Arten. Je nach den spezifischen Bedingungen kommt es auch bei verschiedenen Gründungsvarianten im Zwischenfruchtanbau zu einer durch N-Festlegung bedingten zwischenzeitlichen Verringerung der N-Mineralisation. Es ist an der Ausprägung der Herabsetzung der N-Mineralisation zu erkennen, dass diese wohl bisher noch etwas zu drastisch und zu kurzfristig angerechnet wird. Die Festlegungsphase erfolgt offenbar auch zeitlich etwas zu früh. So kommt es z. B. nach NIEDER & RICHTER (1989) nach einer Strohdüngung von 80 dt ha⁻¹ im Jahr der Zufuhr zunächst zu einer Immobilisierung sowie zu einer anschließenden Mineralisation im folgenden Jahr von jeweils nicht ganz 40 kg N ha⁻¹. Auf Basis entsprechender experimenteller Ergebnisse besteht hier also noch ein gewisser Aufwand an Nachjustierungen, die in den nächsten Modellversionen des CCB vorzunehmen sind.

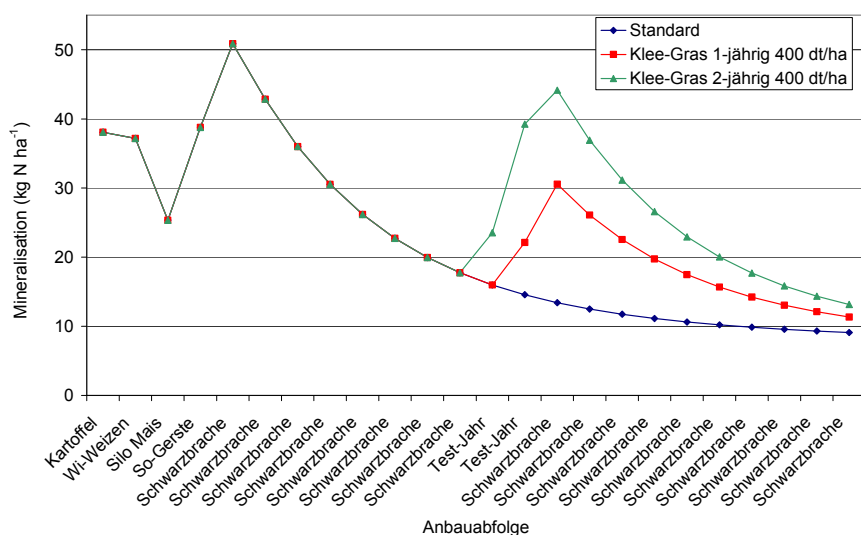


Abbildung 70: Simulierter Einfluss des Klee-grasanbaus auf die N-Mineralisation bei Zugrundelegung eines Sandbodens

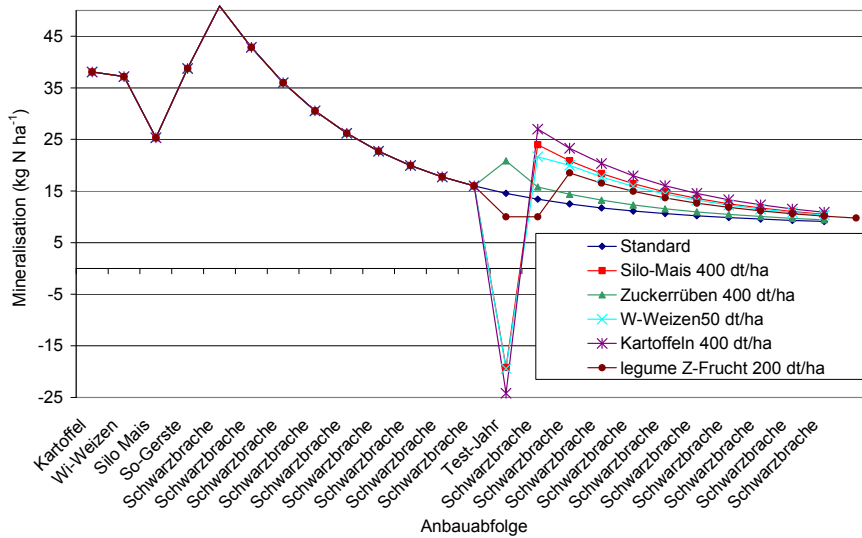


Abbildung 71: Simulierter Einfluss des Anbaus von Mais, Zuckerrüben, Weizen, Kartoffeln und einer legumen Zwischenfrucht (bei Aberntung der Koppelprodukte) auf die N-Mineralisation bei Zugrundelegung eines Sandbodens

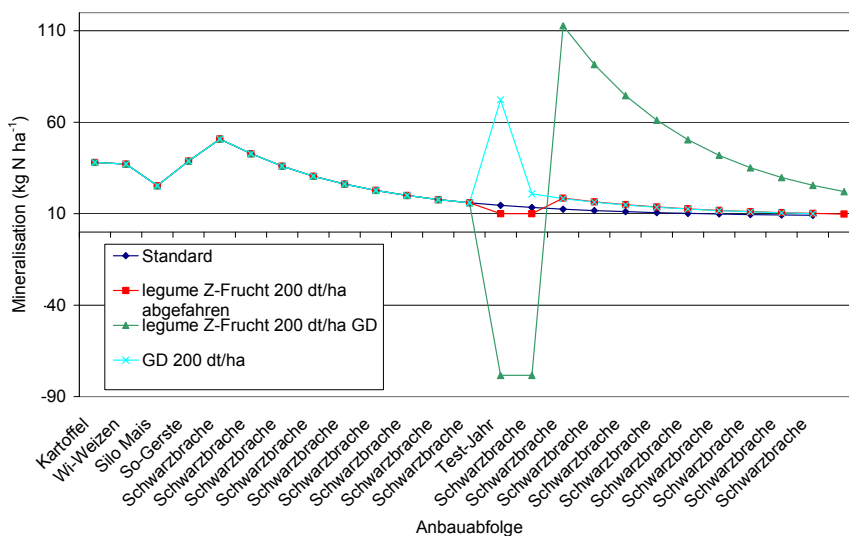


Abbildung 72: Simulierter Einfluss von Zwischenfruchtszenarien auf die N-Mineralisation bei Zugrundelegung eines Sandbodens

In den Abbildungen 73 bis 75 werden gegenüber dem Standard verschiedene Düngerarten und zwei verschiedene Standorte miteinander in der N-Mineralisation verglichen. Bei den Stroh-Szenarien ist zu erkennen, dass je nach Höhe und Qualität des Strohs bzw. der EWR des Getreideanbaus zunächst eine mehr oder weniger stark ausgeprägte Verringerung der Mineralisation durch die zwischenzeitliche N-Festlegung erfolgt. Ein ähnlicher Einfluss ist auch gegeben, wenn Stalldung mit weitem C/N-Verhältnis verabreicht wird, während bei engeren C/N-Verhältnissen es bereits zu einer N-Freisetzung im Jahr der Anwendung kommt, die dem $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil der Düngemittel entspricht und in der Höhe im Vergleich zu entsprechenden Erfahrungswerten bereits relativ gut fixiert worden ist (vgl. ALBERT et al. 2006).

Aus der Abbildung 75 geht hervor, dass bei einer deutlichen Absenkung der Durchschnittstemperaturen es über einen reduzierten Abbau der organischen Substanz zu einer geringeren Freisetzung an Stickstoff kommt als bei

höheren Temperaturen. Auf gleiche Weise reagiert ein Lehmboden, wenn sein C_{org} -Ausgangsniveau auf das sehr niedrige Niveau des Sandbodens fixiert worden ist. Ein so niedriger C_{org} -Gehalt kommt allerdings auf einem Lehm- boden nicht vor. Wird dagegen der Lehm- boden mit einem durchschnittlichen C_{org} -Ausgangsniveau angegeben und mit der N-Freisetzung des Sandbodens verglichen, dann wird zunächst das Ausgangsniveau der N-Mineralisation deutlich erhöht. Auf der Schwarzbrache ist dann der zeitliche Rückgang in der N-Mineralisation auf dem Lehm- boden wesentlich deutlicher ausgeprägt als auf dem Sandboden.

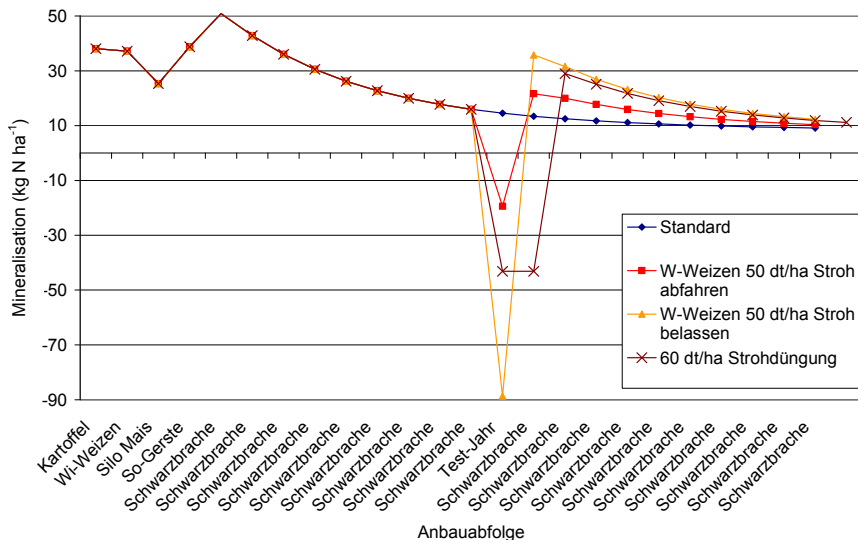


Abbildung 73: Simulierter Einfluss verschiedener Szenarien der Strohdüngung auf die N-Mineralisation

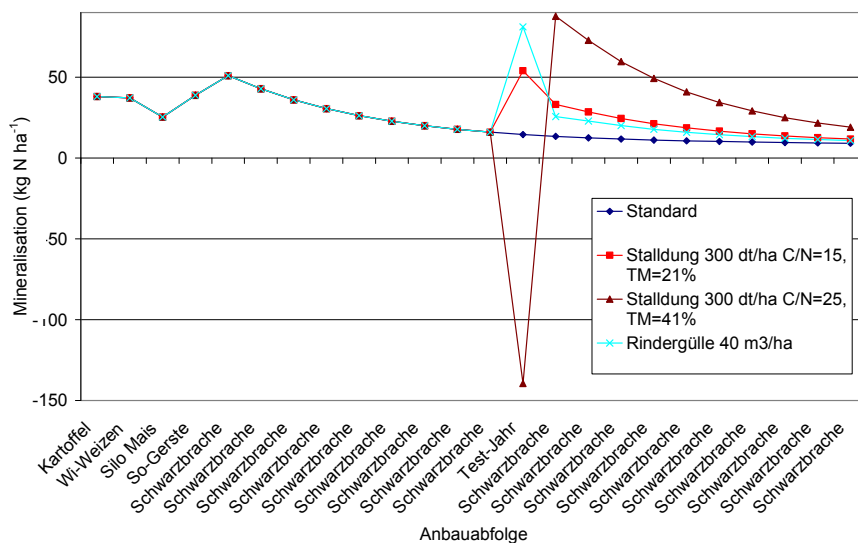


Abbildung 74: Simulierter Einfluss von Szenarien der Düngung mit Stalldung verschiedener C/N-Zusammensetzung und von Rindergülle auf die N-Mineralisation

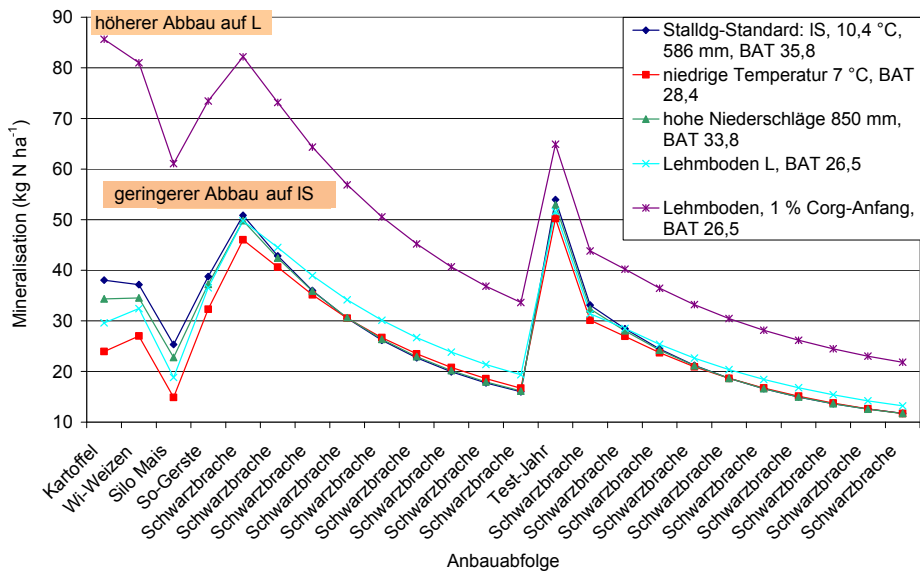


Abbildung 75: Simulierter Einfluss von Szenarien unterschiedlicher klimatischer Bedingungen und Bodenarten auf die N-Mineralisation

An einem Versuch aus Sachsen (Methau, Öko-Versuch B 17, Var. 7002: 1 DE ha⁻¹ Stallmist, Futterbau, vielfältige Fruchtfolge, Lössboden) soll die genaue jährliche Nachwirkung der Anbauabfolge über einen längeren Zeitraum auf einem Lehmboden abgebildet werden (Abb. 76). Nach dem Anbau von vier Jahren Klee gras als Vorbewirtschaftung wurden jeweils Szenarien abgebildet, in denen ab dem jeweils nachfolgenden Jahr 1997 eine Schwarzbrache dargestellt worden ist. Hierdurch wurden insgesamt 11 Szenarien simuliert in denen jeweils ein Jahr später eine Schwarzbrache eingeführt wurde, die dann bis zum Versuchsende (2007) konstant beibehalten worden ist.

Bei sehr früher Integration der Schwarzbrache (1997, blaues Karo) wird die N-Mineralisation durch die niedrigsten Werte gekennzeichnet, während in der Szenarienvariante ohne Schwarzbrache (schwarz, Viereck), bei der der gesamte Anbau der Fruchtarten und alle Düngungsmaßnahmen entsprechend des Versuchsplanes beibehalten worden sind, die höchsten Werte in der N-Mineralisation berechnet worden sind.

Aus den Ergebnissen wird deutlich, dass auch bei weiter zurückliegender Einführung der Schwarzbrache noch eine erhebliche Nachwirkung in der N-Mineralisation besteht. In der Regel kommt es in dem vorausgehenden Anbaujahr zu einer etwas höheren Mineralisation als in dem jeweils nachfolgenden Jahr. Bei der Einführung der Schwarzbrache im Jahr 1997 an Stelle des Anbaus von So.-Weizen wird z. B. im Jahr 2007 immer noch eine Nachwirkung in der N-Mineralisation von 3,2 kg ha⁻¹ berechnet. Werden alle Bewirtschaftungsmaßnahmen beibehalten, ist die N-Mineralisation um 87,4 kg ha⁻¹ höher.

Weil an Stelle von Durchschnittswerten in diesem Versuch die jahresgenauen Wetterdaten über die gesamte Versuchsdauer zur Verfügung standen, konnten auch die Jahreseffekte der Witterung auf die N-Mineralisation dargestellt werden (Abb. 76). So war das Jahr 2003 auf Grund der hohen Durchschnittstemperaturen und niedrigen Niederschlagsmengen durch hohe Werte in der N-Mineralisation gekennzeichnet. In den darauf folgenden Jahren waren dagegen höhere Niederschläge und relativ niedrige Durchschnittstemperaturen dafür verantwortlich, dass verhältnismäßig niedrige Werte in der N-Mineralisation berechnet worden sind.

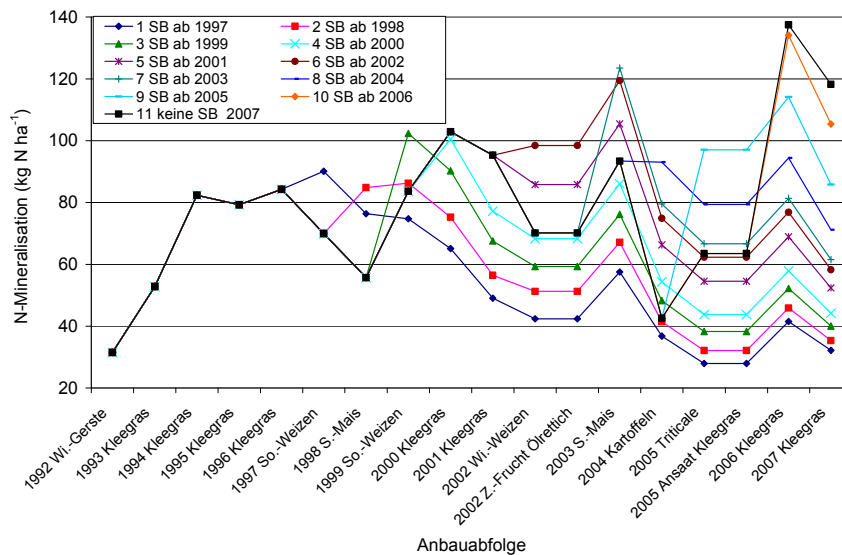


Abbildung 76: Einfluss von Bewirtschaftungszenarien mit jeweils um ein Jahr verzögerter Einführung der Schwarzbrache (SB) einer Variante des Ökoversuches auf Lössboden auf die N-Mineralisation (Erläuterung siehe Text)

Aus diesen Beispielkalkulationen geht hervor, dass die Anfangsbedingungen für den jeweiligen Standort möglichst genau angegeben werden müssen (Klima, Boden, Bewirtschaftung). So ist es auch erforderlich, einen Anfangsgehalt an C_{org} und N_t einzugeben. Nach Möglichkeit sollten hierfür eigene Untersuchungsergebnisse von den Schlägen Verwendung finden. Wenn keine Analysen vorliegen, so können standorttypische Schätzwerte eingesetzt werden, die aus Tabellenwerken stammen oder unter Nutzung z. B. der multiplen Regressionsanalyse berechnet worden sind.

Die berechneten Ergebnisse aus der N-Mineralisation und den dazugehörigen weiteren N-Komponenten zeigen ein ähnliches Bild wie bei der im vorherigen Kapitel dargestellten Schlagbilanzierung (Abb. 77-Abb. 79). Nach der Aggregation der Daten im Jahresdurchschnitt nähern sich die Bilanzergebnisse aus der Berechnung der N-Mineralisation und der Schlagbilanzierung immer weiter an. Hieraus kann auch eine Kontrolle der jährlich durchzuführenden Berechnungen der N-Mineralisation über die Zeit erfolgen, wodurch teilweise die Größenordnungen der N_t -Bodenbilanz sowie die Verwertung der organischen Düngemittel und der EWR-Komponenten einbezogen werden können.

Eine Gegenüberstellung der mit beiden Methoden ermittelten N-Salden zeigt, dass gegenüber der normalen Schlagbilanzierung eine relativ geringe Übereinstimmung besteht (Abb. 80-Abb. 82). Dagegen sind die Übereinstimmungen bei Anrechnung der N_t -Bodenbilanz in der Schlagbilanzierung sehr hoch (Bestimmtheitsmaße zwischen 92-93 %). Hieraus kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass die N-Mineralisation im Durchschnitt der Versuchsjahre mit hoher Genauigkeit berechnet wird.

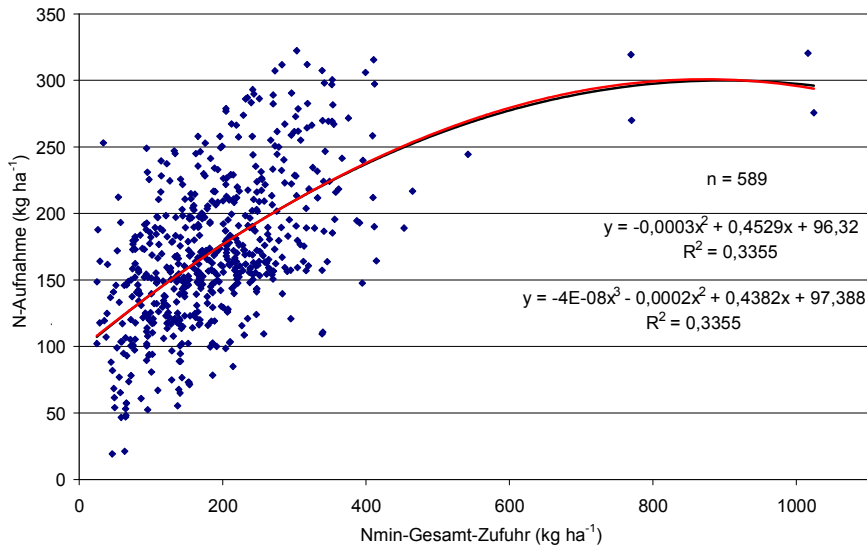


Abbildung 77: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und der N-Aufnahme durch die Fruchtarten bei der N_m -Flächenbilanzierung unter Einbeziehung der berechneten N-Mineralisierung aus 65 Dauerversuchen

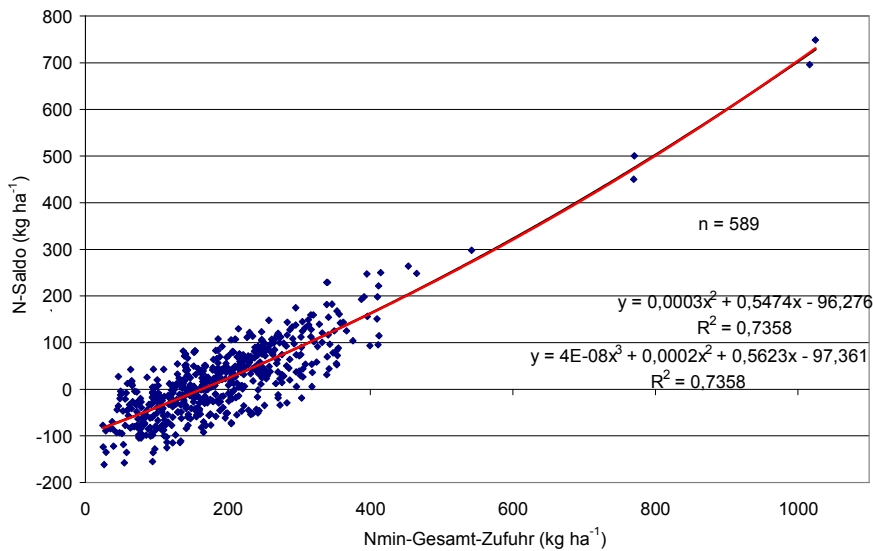


Abbildung 78: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und den N-Salden bei der N_m -Flächenbilanzierung unter Einbeziehung der berechneten N-Mineralisierung aus 65 Dauerversuchen

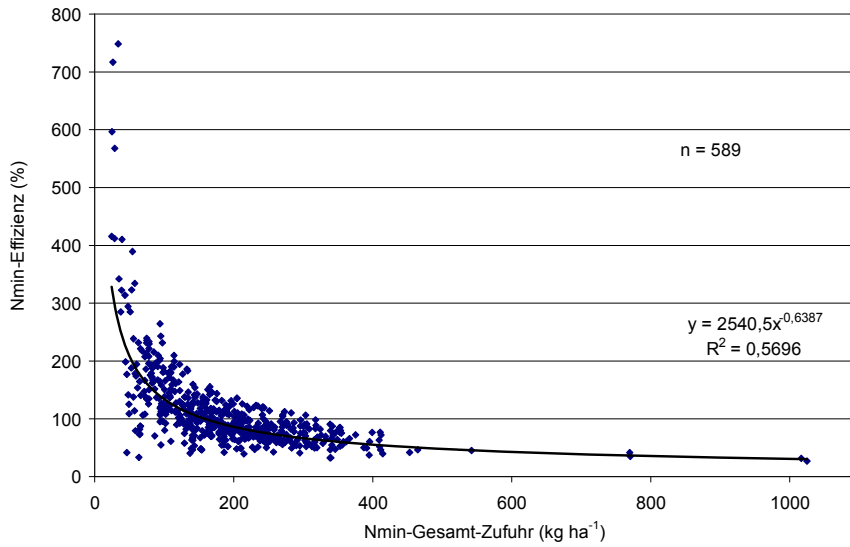


Abbildung 79: Zusammenhang zwischen steigender N-Zufuhr und der N-Effizienz bei der N_m-Flächenbilanzierung unter Einbeziehung der berechneten N-Mineralisierung aus 65 Dauerversuchen

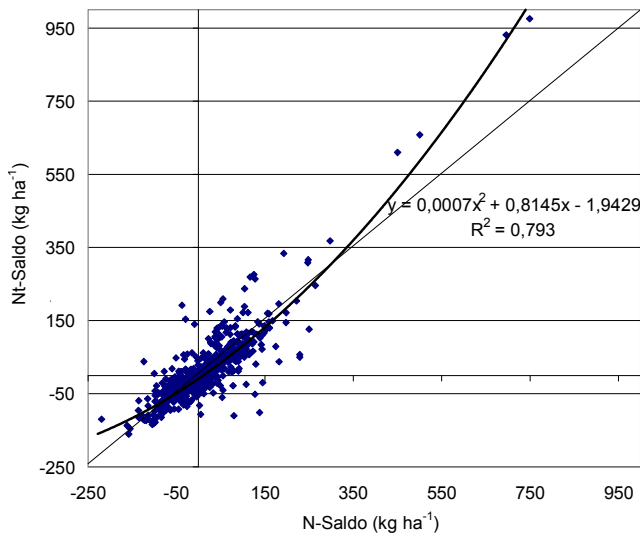


Abbildung 80: Gegenüberstellung der berechneten N_m-Salden (unter Einbeziehung der N-Mineralisation) und den Salden berechnet auf Basis der üblichen Schlagbilanzierung

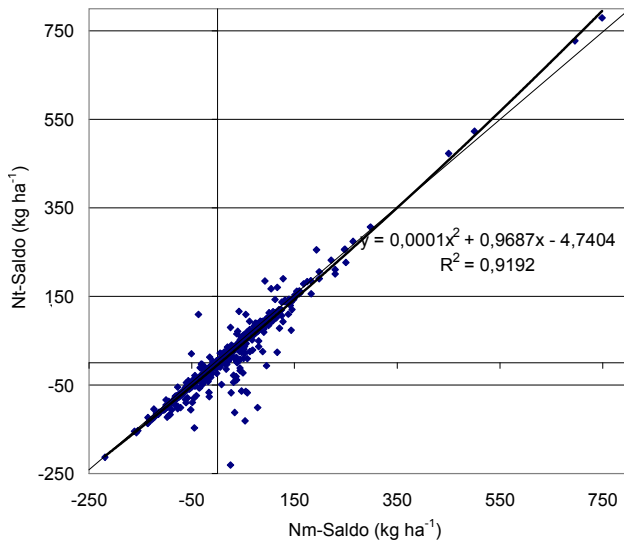


Abbildung 81: Gegenüberstellung der berechneten N_m -Salden (unter Einbeziehung der N-Mineralisation) und den Salden berechnet auf Basis der Schlagbilanzierung unter Einbeziehung der N_t -Bodendifferenzen in die N-Zufuhren

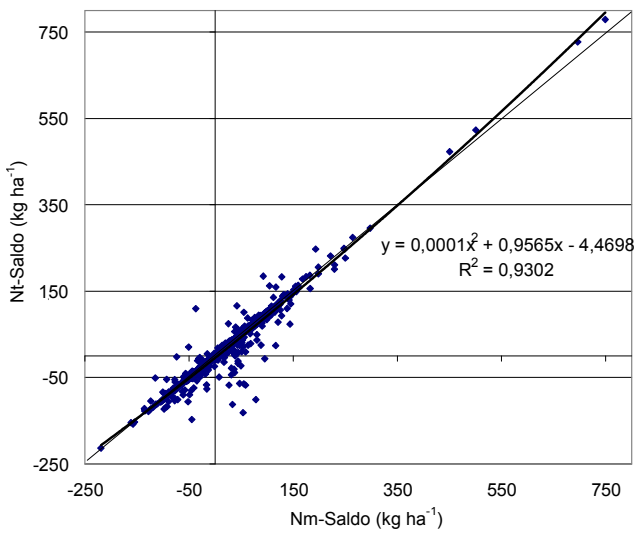


Abbildung 82: Gegenüberstellung der berechneten N_m -Salden (unter Einbeziehung der N-Mineralisation) und den Salden berechnet auf Basis der Schlagbilanzierung unter Einbeziehung der positiven N_t -Differenzen zu den N-Abfuhren und der negativen Differenzen in die N-Gesamt-Zufuhr

4.5.3 Potenzielle N-Bereitstellung und Düngebedarfsermittlung

Das Modell kann nur realistische Berechnungen hervorbringen, wenn eine Konditionierung oder Kalibrierung an Hand der Vorbewirtschaftung erfolgt ist. Hierzu können sowohl Daten aus entsprechend ausgesuchten Dauerversuchen als auch aktuelle Standortdaten von mindestens einem vorausgehenden Jahr, besser aus einer durchschnittlichen vorausgehenden Fruchtfolgerotation verwendet werden. Je präziser die Angaben über die Standortbedingungen und je höher die Anzahl an Jahren mit derselben Fruchtart bzw. der Anbauabfolge sind, umso genauer werden die Prognosen für die Düngebedarfsermittlung ausfallen. Auf Grund der vorausgehenden Auswertungen in Kap. 4.5.1 und Kap. 4.5.2 konnte aufgezeigt werden, dass die Ermittlung des Saldos eine z. T. deutlich höhere statistische Sicherheit ergab als die Ermittlung der N-Aufnahme (der jeweiligen Fruchtart). Auf der Basis entsprechender N-Gesamt-Zufuhren, die die N-Mengen der N-Mineralisation enthalten, können die abzuleitenden N-Salden auf verschiedenen Wegen ermittelt werden.

Nutzung von Ergebnissen aus allen 65 Dauerversuchen

Auf Grund der relativ engen Beziehungen zwischen der N-Zufuhr und den N-Salden auf der Basis der über die einzelnen Versuchsjahre aggregierten Mittelwerte der Varianten der hier zur Verfügung stehenden 65 Dauerversuche konnten unter Nutzung des gesamten Merkmalkataloges (Klima, Boden, Bewirtschaftung) Gleichungen mit Hilfe der multiplen Regressionsanalyse ermittelt werden (Tab. 17). Es wurden zwei Gleichungssysteme unter Beteiligung des Ton- oder des Feinanteils des Bodens mit relativ hoher statistischer Sicherheit ermittelt. Bei den Analysen wurden allerdings die Wirkungen der Fruchtfolgeanteile an Getreide und Hackfrüchten nicht berücksichtigt (keine Signifikanz).

Tabelle 17: Multiple Regressionsgleichungen zur Bestimmung des Saldos ermittelt aus den 65 Dauerversuchen bei Verwendung der Mittelwerte über die Varianten (n = 591)

Merkmale	Regressionskoeffizienten b incl. Tongehalt (MR ² = 76,1 %, Standardfehler = ± 43,2 kg N ha ⁻¹)	Regressionskoeffizienten b incl. Feinanteil (MR ² = 78,5 %, Standardfehler = ± 41,1 kg N ha ⁻¹)
(Konstante)	75,78386	267,71832
N-Gesamt-Zufuhr (kg ha ⁻¹)	0,55096	0,56528
Tongehalt (%)	-2,84835	
Feinanteil ^{2 *} (%)		-0,04303
N-Zufuhr-Rest (kg ha ⁻¹) ^{**}	-0,45074	-0,48143
N-Mineralisation ² (kg ha ⁻¹)	0,00023	0,00024
C _{org} -Anfangsgehalt (%)	-25,32634	
C _{org} -Anfangsgehalt ² (%)	15,05530	10,91260
Niederschlag (mm)	-0,26299	
Niederschlag ² (mm)	0,00014	-0,00012
C/N-Verhältnis Boden		-9,31711
C/N-Verhältnis Boden ²	-0,22273	
Temperatur (°C)		-54,96165
Temperatur ² (°C)	0,27639	3,74541
Anteil Leguminosen i.d. F.-Folge (%)		-1,15435
Anteil Leguminosen i.d. F.-Folge ² (%)		0,01736

*): quadrat. Glieder; **): Summe aus symbiot. u. asymbiot. N-Bindung, N-Deposition, N-Saat- u. Pflanzgut

Aus der Gegenüberstellung von mit diesen Gleichungen berechneten und gemessenen N-Salden und N-Aufnahmen geht hervor, dass insgesamt eine recht gute Übereinstimmung gegeben ist. Niedrige Werte werden durch das Gleichungssystem etwas überbewertet und hohe Werte unterbewertet. Das Gleichungssystem unter Nutzung der Tongehalte ist offenbar etwas besser geeignet als das System unter Nutzung der Feinanteile des Bodens (Abb. 83-Abb. 86).

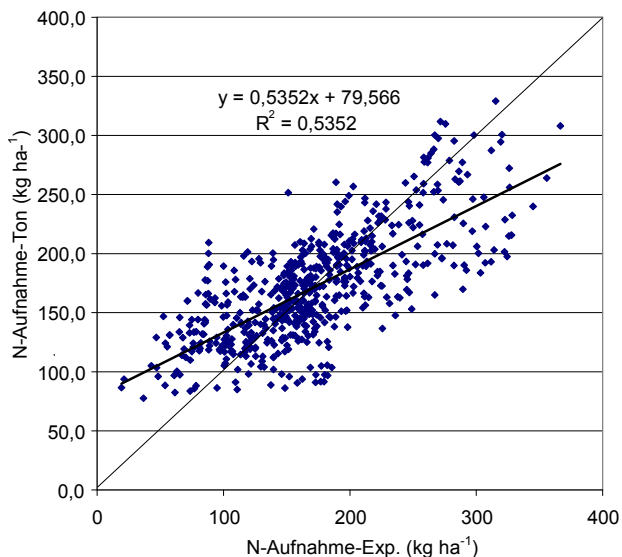


Abbildung 83: Gegenüberstellung von mit dem Gleichungssystem incl. des Merkmals Tongehalt berechneten und aus den Dauerversuchen ermittelten Werten für die N-Aufnahme

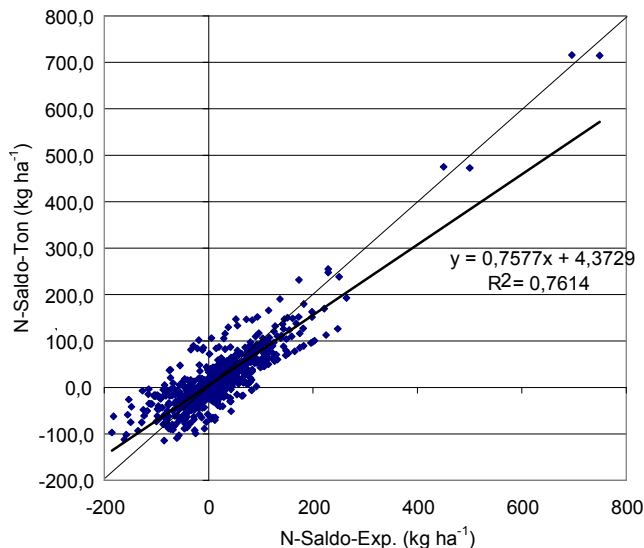


Abbildung 84: Gegenüberstellung von mit dem Gleichungssystem incl. des Merkmals Tongehalt berechneten und aus den Dauerversuchen ermittelten Werten für den N-Saldo

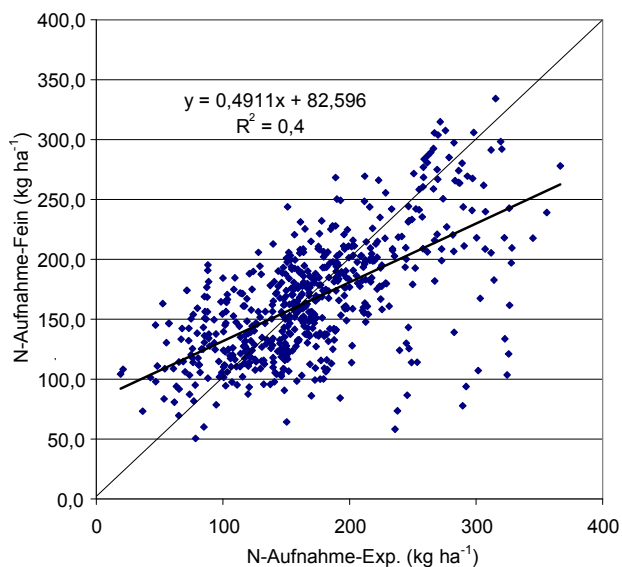


Abbildung 85: Gegenüberstellung von mit dem Gleichungssystem incl. des Merkmals Feinanteil berechneten und aus den Dauerversuchen ermittelten Werten für die N-Aufnahme

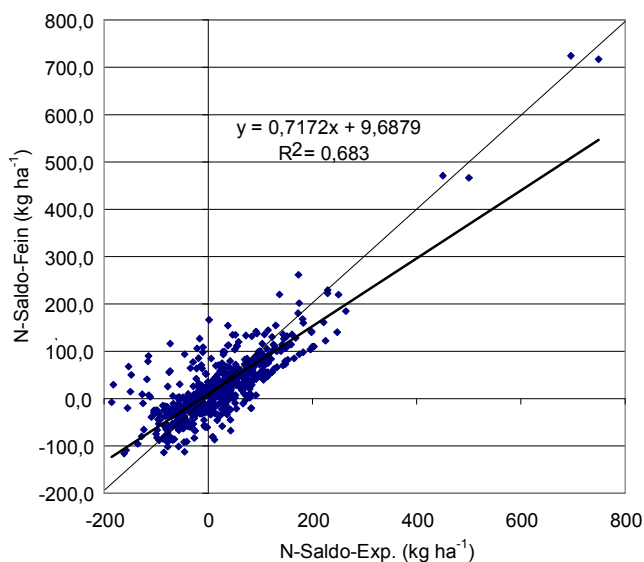


Abbildung 86: Gegenüberstellung von mit dem Gleichungssystem incl. des Merkmals Feinanteil berechneten und aus den Dauerversuchen ermittelten Werten für den N-Saldo

Nutzung von Ergebnissen aus Einzelversuchen

In Anlehnung an die Standortdaten des Versuches aus Groß Kreuz auf Sandboden (ASMUS 1990; ZIMMER 2003) werden an Hand einer sehr großen fiktiven Faktorenkombination zwischen Fruchtarten, organischer Düngung und N-Mineraldüngung weitere Möglichkeiten der Quantifizierung aufgezeigt. Wie aus den nachfolgenden Abbildungen 87 bis 92 hervorgeht, ist eine große Variationsbreite der aufgeführten N-Werte der Bilanz-Komponenten vorhanden. Hierdurch wird eine Quantifizierung deutlich erschwert. In den meisten Fällen können durch quadratische bis S-förmige kubische Gleichungen die Zusammenhänge am besten beschrieben werden.

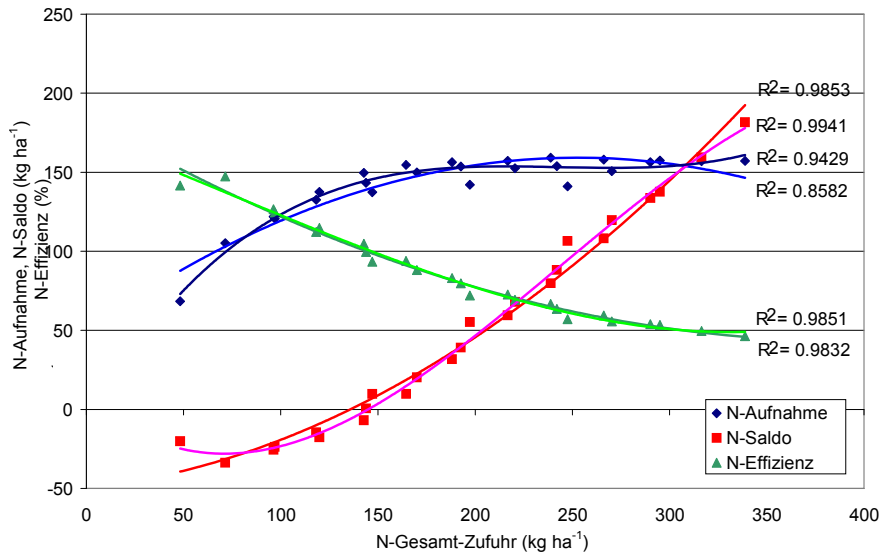


Abbildung 87: Zusammenhang zwischen den berechneten Werten an N-Gesamt-Zufuhr, N-Aufnahme und N-Saldo im Beispielsversuch auf Sandboden (aggregierte Werte, n = 25)

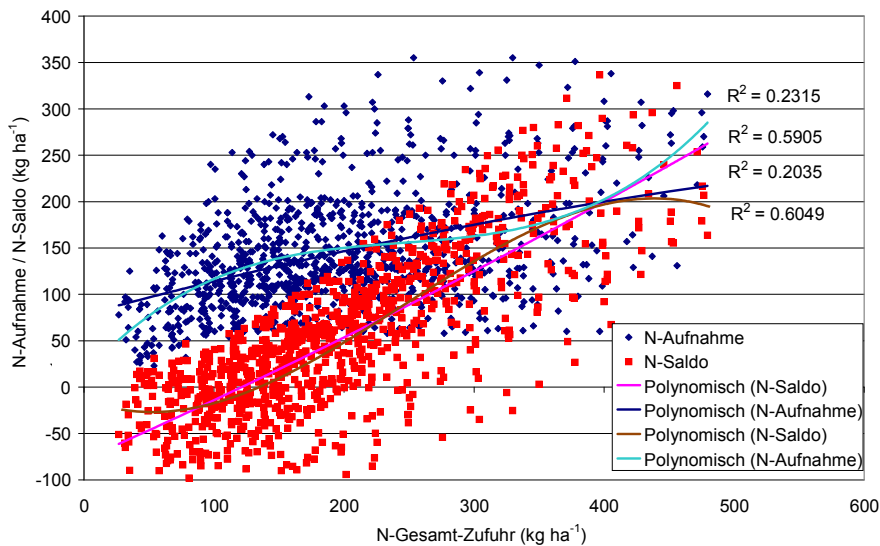


Abbildung 88: Zusammenhang zwischen berechneten Werten der N-Gesamt-Zufuhr, N-Aufnahme und N-Salden (Einzelwerte, n = 1.000)

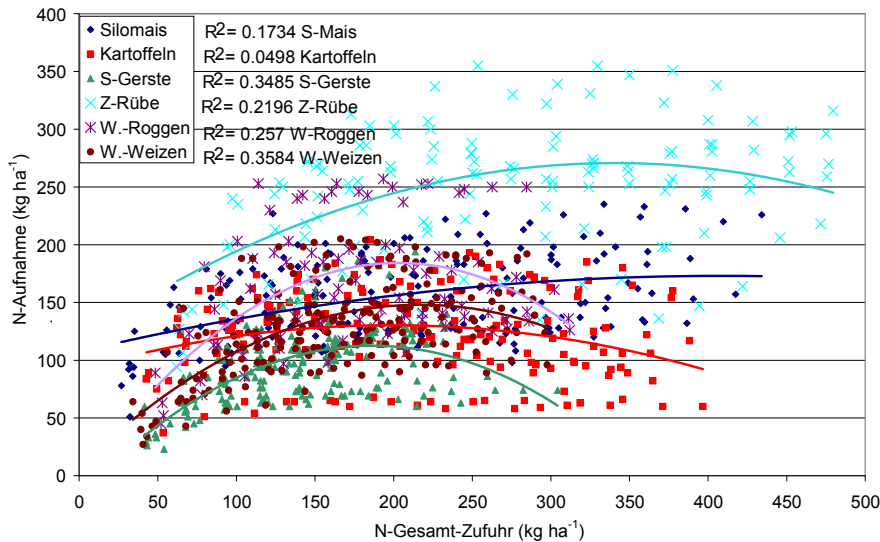


Abbildung 89: Zusammenhang zwischen simulierten Werten der N-Gesamt-Zufuhr, N-Aufnahme und N-Salden der Fruchtarten

Es ist eine deutliche Unterscheidung zwischen den Fruchtarten gegeben. So weist in der Regel in Folge steigender Gesamt-Zufuhr die Sommergerste die höchsten Salden und die geringste Nährstoffeffizienz für Stickstoff auf, während die Zuckerrübe die geringsten Salden und die höchste Effizienz aufweist. Unterschiede in der genetischen Veranlagung zur Nährstoffaufnahme sowie auch die Wachstumsdauer der Fruchtarten sind hierfür als Ursachen zu nennen. Während zwischen steigender Zufuhr und der Nährstoffaufnahme nur geringe statistische Bestimmtheitsmaße bzw. zwischen der Aufnahme und der Effizienz (ohne Abb.) gar keine statistischen Beziehungen bestanden, waren sehr hohe Bestimmtheitsmaße zwischen der Gesamt-Zufuhr und den Salden bzw. der Nährstoffeffizienz zu verzeichnen (Abb. 87-Abb. 92).

Auf Grund dieser Ergebnisse erscheinen die Verwendung der Gleichungen der verschiedenen Fruchtarten zwischen den Gesamt-Zufuhren und den Salden sowie die Beziehungen zwischen den Salden und der Nährstoffeffizienz am besten geeignet zu sein. Bei direkter Verwendung dieser Gleichungen werden dann mittlere Werte z. B. für die Salden in Anrechnung gestellt, um ein mittleres Niveau der N-Aufnahme bzw. der Erträge der Fruchtarten zu berechnen. Wie aus der Streubreite z. B. der N-Salden in Abhängigkeit von einer steigenden Zufuhr an Stickstoff zu erkennen ist (Abb. 90-Abb. 92), wäre eine Verringerung der Konstante (a) der Fruchtarten-Gleichungen um ca. 40-50 kg N ha⁻¹ geeignet, um das potenziell vorkommende untere Niveau der Salden zu bestimmen. Diese Vorgehensweise ist am Beispiel der Kartoffeln in Abbildung 93 dargestellt worden. Bei Verwendung der hier erhaltenen Gleichung kann dann ein durchschnittliches oberes potenziell mögliches Niveau der N-Aufnahme und Erträge berechnet werden.

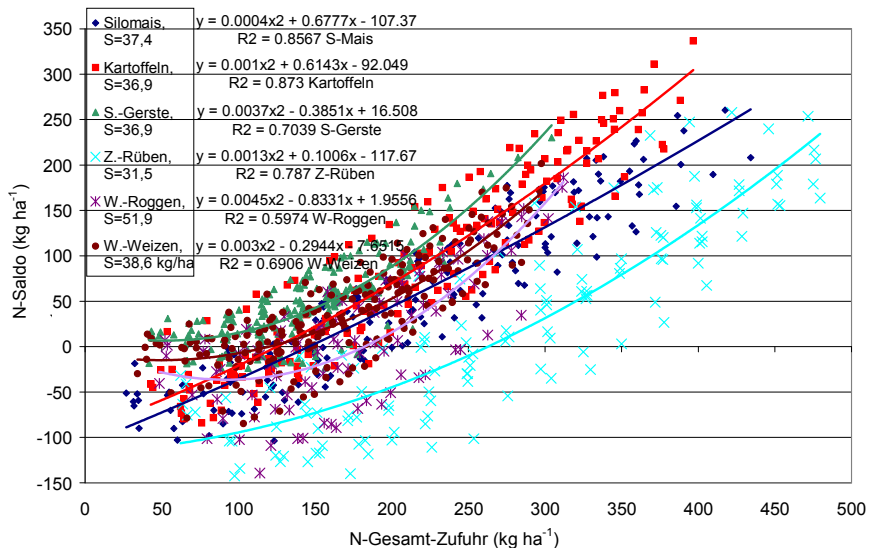


Abbildung 90: Zusammenhang zwischen simulierten Werten der N-Gesamt-Zufuhr sowie der N-Salden der Fruchtarten im Versuch auf Sandboden

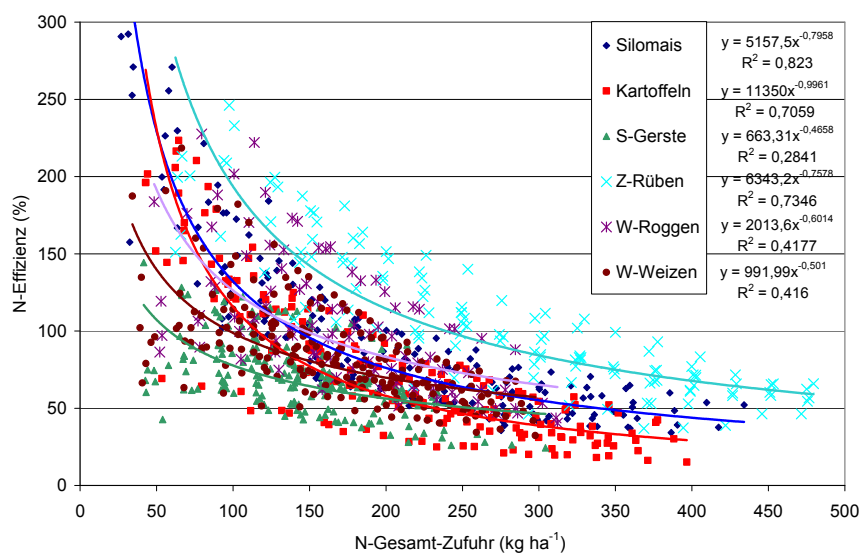


Abbildung 91: Zusammenhang zwischen N-Gesamt-Zufuhr und der N-Effizienz

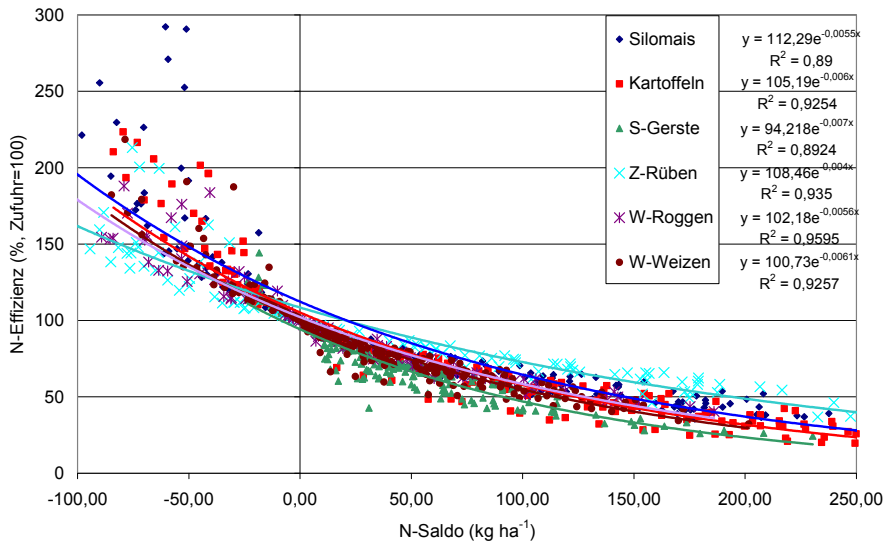


Abbildung 92: Zusammenhang zwischen N-Saldo und der N-Effizienz

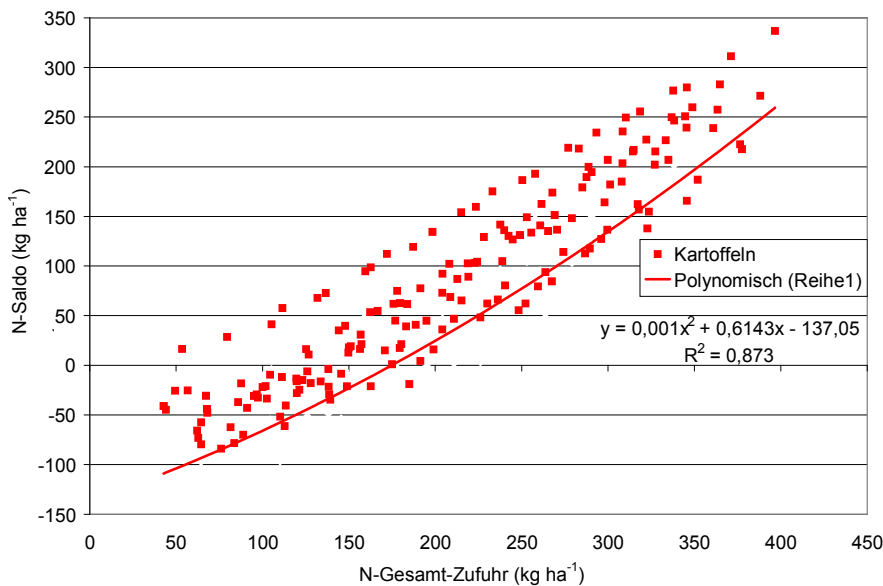


Abbildung 93: Zusammenhang zwischen den berechneten Werten der N-Gesamt-Zufuhr und N-Salden bei Kartoffeln bei Absenkung des Achsenabschnitts (a) der Gleichung um 45 kg N ha⁻¹ im Versuch auf Sandboden

In Systemen mit stark unterschiedlich hoher Zufuhr an Stickstoff kann daher nur eine befriedigende Lösung für die Fixierung eines betreffenden Saldos erfolgen, wenn die Nutzung eines der beschriebenen Gleichungssysteme erfolgt, weil die N-Salden je nach Versorgungsniveau sehr stark unterschiedliche Werte annehmen können. In dem beschriebenen Beispiel liegen die N-Salden bei niedriger N-Zufuhr bei bis zu -150 kg N ha⁻¹ und bei hoher Zufuhr können die N-Salden auch +250 kg N ha⁻¹ überschreiten (siehe Abb. 90). Auch eine einfache Begrenzung auf 0 kg N ha⁻¹ ist nicht sinnvoll, weil quasi in allen untersuchten Versuchen bei niedriger Zufuhrhöhe an löslichem Stickstoff es noch zu z. T. deutlich negativen Salden kommen kann (siehe u. a. Abb. 58).

Im Gegensatz hierzu ist in Systemen mit nicht deutlich unterschiedlicher Variation der Fruchtart abhängigen N-Zufuhr eine andere Vorgehensweise möglich, um realistische Werte der N-Salden zu bestimmen. Hierzu wurde

bei dem Beispielsversuch auf Sandboden eine Anbauabfolge einer mittelhoch versorgten Variante (N-Düngung ca. 100 kg ha⁻¹) zusammengestellt und die Simulationsergebnisse in Jahresschritten dargestellt (Abb. 94). Für die einzelnen Fruchtarten sind die berechneten Werte für die N-Mineralisation, die N-Gesamt-Zufuhr, die N-Aufnahme und die N-Salden in chronologischer Folge abgebildet worden. Zunächst ist zu erkennen, dass von Jahr zu Jahr eine erhebliche Fluktuation der aufgeführten Werte gegeben ist.

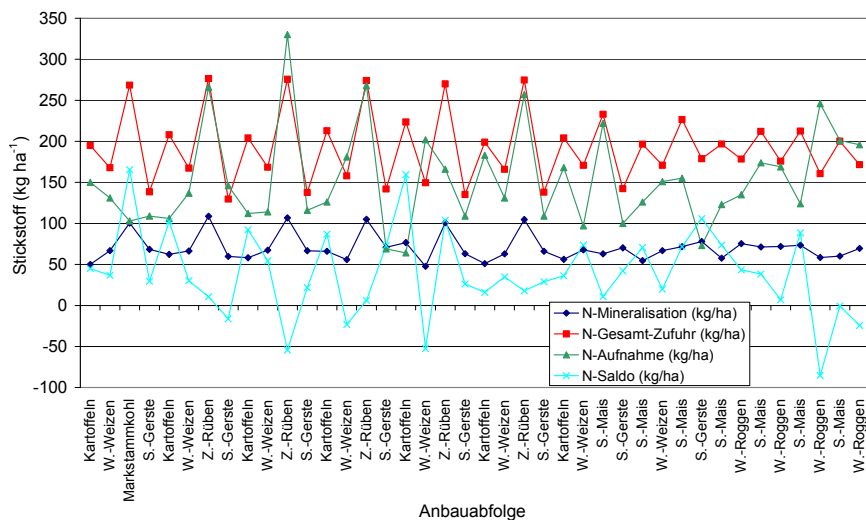


Abbildung 94: Anbauabfolge sowie berechnete Werte der N-Mineralisation und weiterer wichtiger N-Komponenten in chronologischer Abfolge einer Beispielsvariante auf Sandboden

So streuen auch die N-Salden zwischen unter -50 kg und über +150 kg N ha⁻¹. Unter diesen fixierten Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen stellen sich aber nur geringfügig differenzierte N-Salden zwischen den angebauten Fruchtarten ein, wenn deren mittlere Werte betrachtet werden (Tab. 18). Auch auf diese Weise können fruchtarttypische N-Salden ermittelt werden. Werden sie zusätzlich in chronologischer Folge geordnet, können auch Effekte der Fruchtfolge bei der Festlegung unterer Saldengrenzen berücksichtigt werden (z. B. wichtig im ökologischen Landbau).

Tabelle 18: Mittelwerte der berechneten N-Salden für die Fruchtarten

Fruchtart	Mittelwert (kg N ha ⁻¹)	Mittelwert (korrigiert f. Extremwerte) (kg N ha ⁻¹)
Kartoffeln	76,8	63,0
Z.-Rüben	16,8	-5,0
S.-Mais	50,4	50,4
W.-Weizen	21,8	21,8
W.-Roggen	-14,9	8,6
S.-Gerste	38,8	38,8
Mittelwert	31,6	29,6

An zwei konkreten Beispielen des ökologischen Dauerversuchs B17 mit 1 DE ha⁻¹ Stallmist-Zuführung (80 kg N ha⁻¹) aus Methau auf Lösslehm in Sachsen sollen die Wirkungen der Anbauabfolge auf die Mineralisierung dargestellt werden. In der Variante 7002 sind alle Koppelprodukte sowie die Klee gras-Aufwüchse abgefahren worden (System Futterbau, Abb. 95). In Variante 7010 sind die Koppelprodukte und die Klee grasaufwüchse auf der Fläche belassen worden (System Marktfrucht, Abb. 96). Deutlich treten die Mineralisierungsschübe durch das Verbleiben des Klee grasaufwuchses im System Marktfrucht hervor, während in den Jahren nach dem Klee grasanbau die Mineralisierung jeweils periodisch abnimmt. Die Erhöhung der Mineralisation durch das Anbauglied Klee gras ist bei Abfuhr der Aufwüchse wesentlich geringer, auch ist der Abfall in den Zwischenjahren geringer, weil das Stroh ebenfalls abgefahren wurde. Im Marktfruchtsystem ist das Stroh dagegen verblieben, wodurch teilweise dann eine deutliche Verringerung der Mineralisation z. B. durch Anbau von Getreide und Körnermais eingetreten ist.

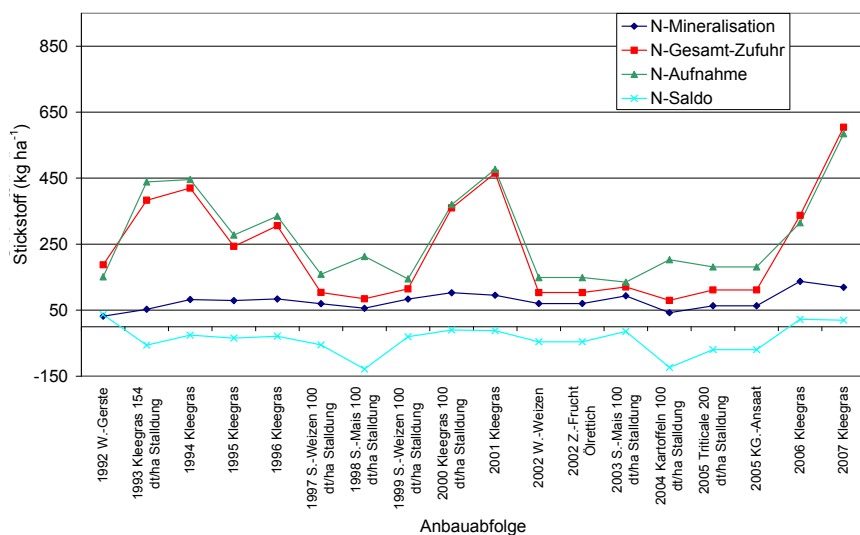


Abbildung 95: Chronologische Abfolge der N-Mineralisation und weiterer N-Komponenten eines Ökoversuches auf Lössboden: Variante 7002 System Futterbau

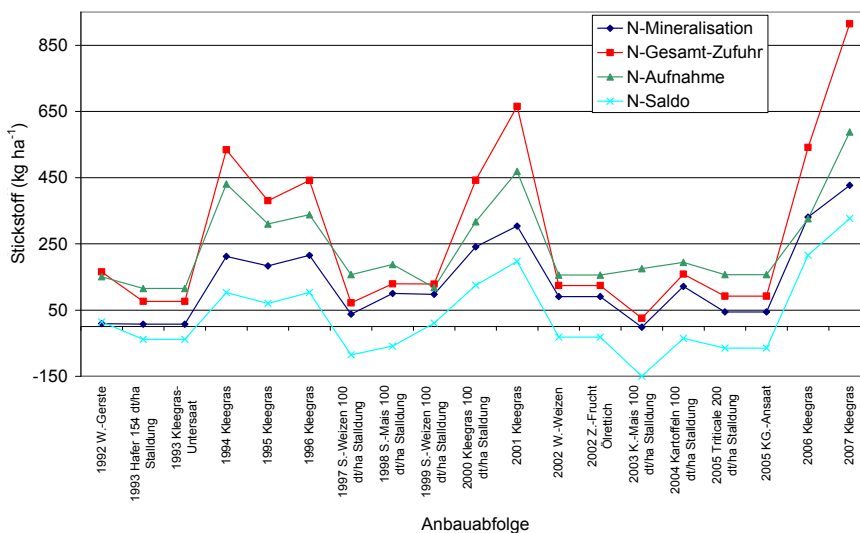


Abbildung 96: Chronologische Abfolge der N-Mineralisation und weiterer N-Komponenten im Ökoversuch auf Lössboden: Variante 7010 System Marktfrucht

Die zusammengefassten Einzelergebnisse der Bilanzierung zeigt folgendes Bild. Kennzeichen dieser ökologischen Versuche ist es, dass in Folge steigender Nährstoffzufuhr keine deutliche Abnahme der N-Aufnahme und keine starke überproportionale Zunahme der erzielten N-Salden zu verzeichnen sind (noch weitgehend linearer Bereich der Ertragskurve; Abb. 97). Außerdem ist zwischen dem Anbau von Futterpflanzen z. B. in Form von Klee gras und den anderen Fruchtarten zu unterscheiden (Abb. 98). Für das Klee gras wird in der Regel keine N-Düngungs bemessung zu berechnen sein, daher beziehen sich die nachfolgenden Ausführungen auf die anderen ausgewiesenen Fruchtarten (Abb. 99). Zwischen den einzelnen Fruchtarten bestehen keine so ausgeprägten Unterschiede in den Relationen zwischen der N-Gesamt-Zufuhr und den N-Salden. Außerdem besteht zwischen den quantifizierten Komponenten noch eine weitgehend lineare Beziehung. Aus der Verteilung der Punkte für die einzelnen Fruchtarten ist zu erkennen, dass die Getreidearten Hafer und Sommerweizen mit ihren Punkten meistens über der eingezeichneten mittleren Gleichungsgeraden liegen. Daraus kann abgeleitet werden, dass diese Gleichung auch genommen werden kann, um das obere Potenzial der Nährstoffaufnahme dieser Sommer-Getreidearten zu fixieren, während für die anderen Fruchtarten eher ein mittleres Aufnahmeniveau fixiert wird.

Bei Reduzierung des Achsenabschnitts (a) um 45 kg N ha^{-1} wird deutlich, dass mit der dann erhaltenen Gleichung das maximale Potenzial der Fruchtarten berechnet werden kann (Abb. 100). Zwischen dem Saldo und der N-Effizienz besteht wiederum eine verhältnismäßig enge und typische Beziehung (Abb. 101).

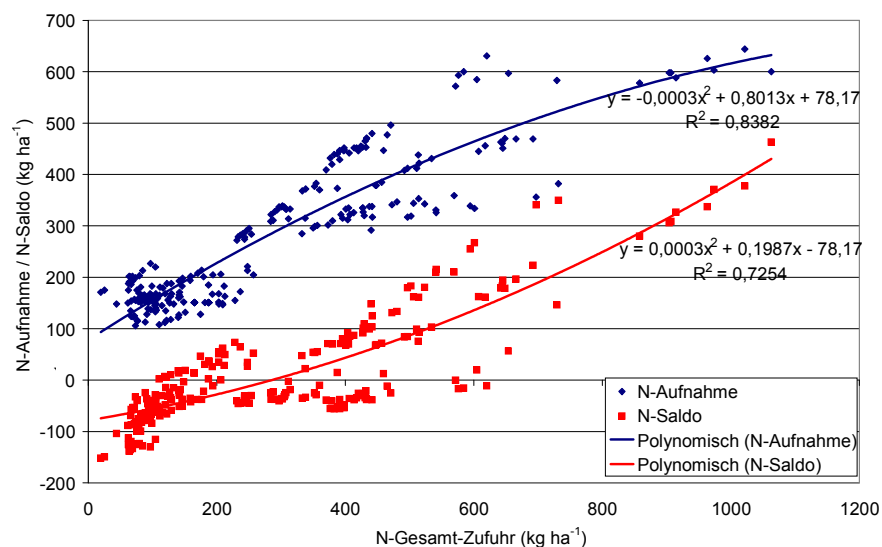


Abbildung 97: Zusammenhang zwischen steigender N-Gesamt-Zufuhr und der berechneten N-Aufnahme durch die Fruchtarten eines ökologischen Versuches auf Lössboden

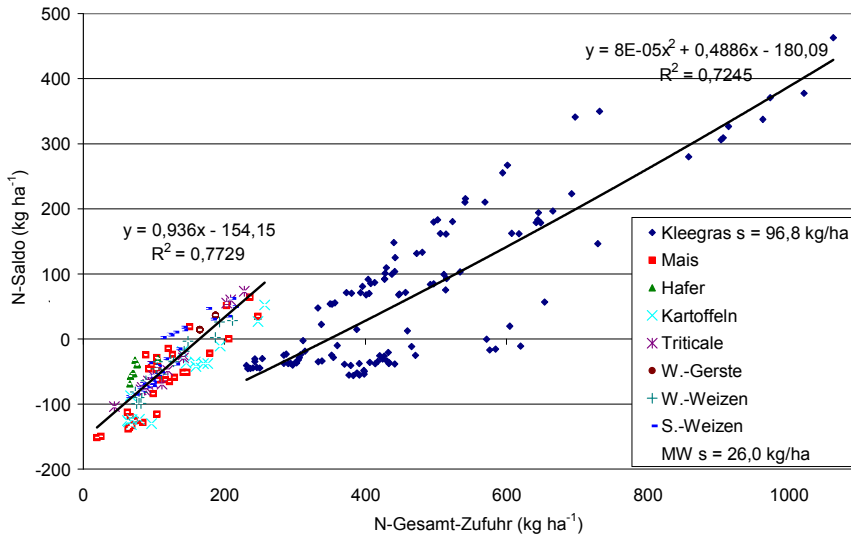


Abbildung 98: Zusammenhang zwischen steigender N-Gesamt-Zufuhr und den N-Salden in den Einzelvarianten des ökologischen Versuches auf Lössboden

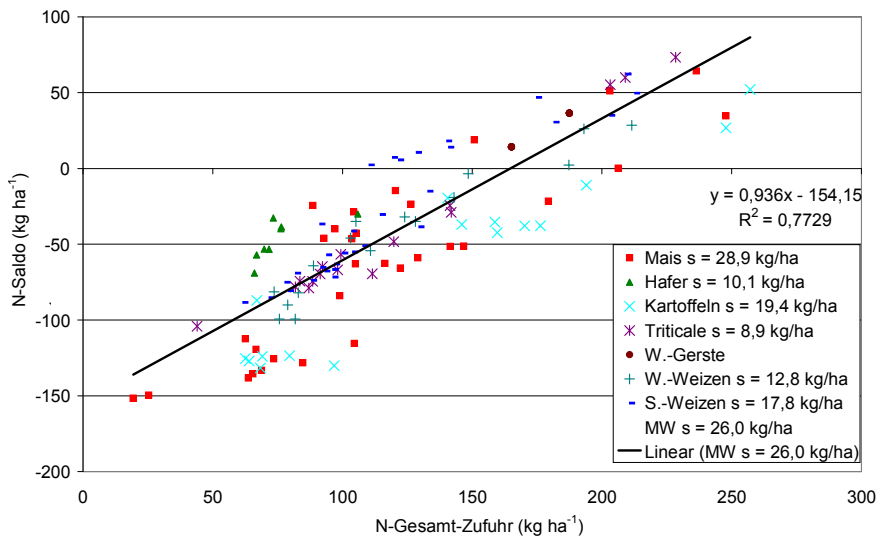


Abbildung 99: Zusammenhang zwischen steigender N-Gesamt-Zufuhr und den N-Salden der angebauten Fruchtarten incl. mittlerer Regressionsgeraden des ökologischen Versuches auf Lössboden

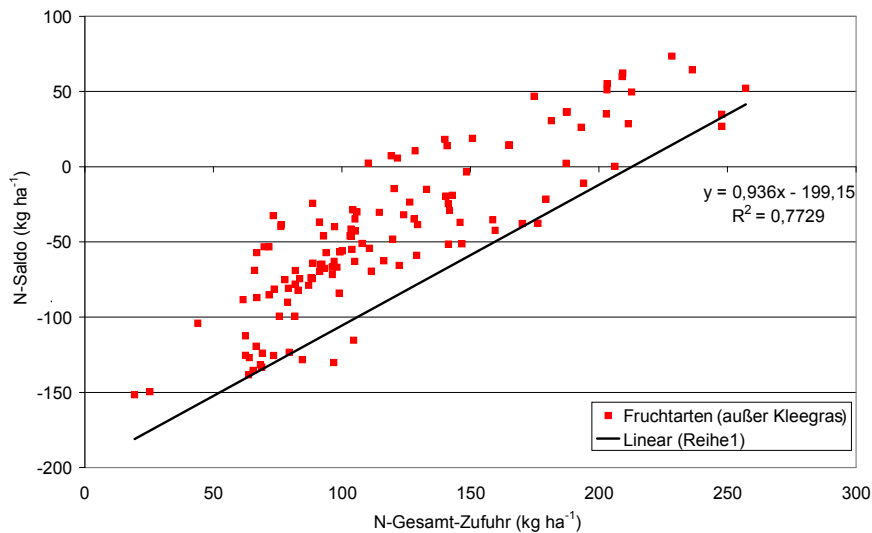


Abbildung 100: Zusammenhang zwischen steigender N-Gesamt-Zufuhr und der Regressionsgeraden bei Absenkung des Achsenabschnitts (a) um 45 kg N ha^{-1} des ökologischen Versuches auf Lössboden

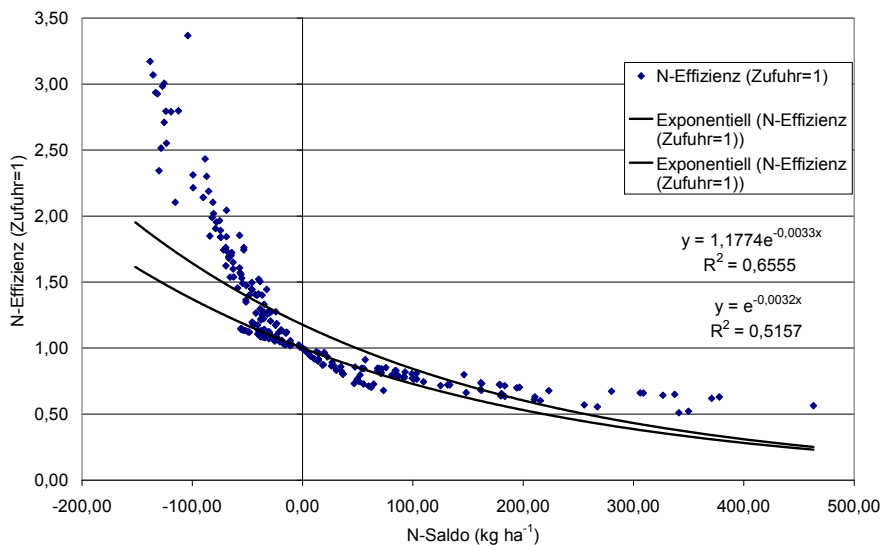


Abbildung 101: Zusammenhang zwischen steigenden N-Salden und der Nährstoff-Effizienz (Zufuhr = 1) der Einzelvarianten des Ökoversuchs auf Lössboden

Berechnungsbeispiele zur Düngebedarfsermittlung

Am Beispiel der berechneten Ergebnisse der zwei aufgeführten Versuche sollen nun verschiedene Kalkulationsmöglichkeiten erläutert werden. Die Konditionierung des Modells erfolgte, indem der o. a. implizierte Ablauf der Versuchsvarianten übernommen worden ist. Zum Anbau von Kartoffeln ergibt sich folgender Rechengang:

Tabelle 19: Berechnungsabfolge zur Ermittlung der N-Bereitstellung für den Kartoffelanbau am Beispiel eines Versuches auf Sandboden (Ø 167 dt Stalldung, 100 kg N-Mineraldüngung ha⁻¹)

Nr.	Gleichung	Bilanz-Komponenten	Beispiel (kg N ha ⁻¹)
x0	+/-	N _{min} -Basiswert Frühjahr (aktueller durchschnittl. Wert minus Mittelwert entspr. Bodenart und Fruchtfolgestellung)	0
x1	+	Zufuhr N-Mineraldünger	120
x2	+	Zufuhr N-Mineralisierung	56
x3	+	Zufuhr symbiotische N-Bindung	0
x4	+	Zufuhr asymbiotische N-Bindung	5
x5	+	Zufuhr N-Deposition	15
x6	+	N-Zufuhr mit Saat- und Pflanzgut	8
x7		N-Gesamt-Zufuhr an pflanzenverfügbarem N (= x0 + x1 + x2 + x3 + x4 + x5 + x6)	204
x8	-	N-Saldo (minimaler Wert, ermittelt aus entspr. Versuchen oder eigenen Aufzeichnungen d. Schlagkartei)	36
x9	=	N-Bereitstellung zur potenziell möglichen Aufnahme (EWR, Koppel-, Hauptprodukt) und Ertragsbildung (Hauptprodukt) der Fruchtart	168
x10	→ →	N-Entzug Knollenertrag: 130 kg N ha ⁻¹ / 0,35 kg N/dt FM = 372 dt ha ⁻¹ FM	130

Für den N_{min}-Basiswert wurde keine Korrektur angenommen, sodass der Wert Null einzusetzen ist. Als N-Saldo wurde in diesem Fall der aus dem Versuch berechnete Wert angenommen. Mit einer N-Mineraldüngung von 120 kg N ha⁻¹, einer berechneten N-Mineralisation von 56 kg N ha⁻¹ und den weiteren Komponenten wurde eine N-Gesamt-Zufuhr von 204 kg ha⁻¹ ermittelt, mit der eine N-Aufnahme durch den Anbau der Kartoffeln von 168 kg ha⁻¹ realisiert werden konnte. Von der insgesamt aufgenommenen N-Menge erfolgte eine berechnete N-Abfuhr von 130 kg ha⁻¹ (N-Effizienz = 64 %), was einem Knollenertrag von 372 dt ha⁻¹ entsprach.

Die Vorgehensweise ist zunächst etwas abgestimmt für einen Einsatz im ökologischen Landbau. Hierbei kann aufbauend auf der Konditionierungsphase dann das Ertragspotenzial der anzubauenden Fruchtart für das nächste Anbaujahr abgeschätzt werden. Auf Grund von erhaltenen Disproportionen zwischen berechnetem N-Angebot und der zu erwartenden N-Aufnahme kann an dieser Fruchtfolgeposition eine andere Fruchtart gewählt oder eine veränderte (zusätzliche) Düngung als Alternativvariante zur Verbesserung der Übereinstimmung zwischen Angebot und Aufnahme durchgerechnet werden.

Entsprechend diesem Schema wurden zunächst für beide Versuche die N-Salden nach fünf verschiedenen Methoden ermittelt:

1. Generelle multiple Gleichung, ermittelt aus allen 65 Versuchen incl. Tongehalt (Ton) entsprechend Tabelle 17
2. Generelle multiple Gleichung, ermittelt aus allen 65 Versuchen incl. Feinanteil (Fein) entsprechend Tabelle 17
3. Nutzung von linearen oder quadratischen Gleichungen singular für jede Fruchtart (oder Fruchtart-Gruppe) ermittelt aus einzelnen Versuchen (GL-Art), z. B. entsprechend Abb. 87, 90, 99
4. Nutzung von Mittelwerten der Fruchtart (oder Fruchtart-Gruppe) aus vorausgehender Versuchsperiode (MW-Art), z. B. entsprechend Tabelle 18
5. Nutzung von Mittelwerten aus vorausgehender Versuchsperiode für die Nachbauphase nach (mehrjährigen) Leguminosen (Ökolandbau, MW-F.-Folge-Pos)

Jede Methode wurde genutzt, um ein mittleres Niveau (MW) und ein unteres Niveau an Salden (POT) zu generieren. Danach wurden die aus den vorausgehenden Versuchsjahren zur Verfügung stehenden N-Mengen für die Berechnung der Mineralisation des jeweils nachfolgenden Versuchsjahres verwendet. Zur Ermittlung der N-Gesamt-Aufnahme der Pflanzenarten wurden anschließend entsprechend dem oben angegebenen Beispiel (Tab. 19) die N-Gesamt-Zufuhren ermittelt und davon die N-Salden abgezogen. Auf diese Weise wurden von jeder der beiden Varianten für die untersuchten Fruchtarten jeweils ein mittleres Niveau (MW) und ein potenziell maximales Niveau (POT) der N-Aufnahme berechnet und den in den Versuchen ermittelten Werten (Experiment) gegenübergestellt (Tab. 20).

Tabelle 20: Mögliche Varianten der Berechnung der N-Gesamt-Aufnahme (kg N ha^{-1}) verschiedener Fruchtarten im Vergleich zu experimentell ermittelten Werten für den Versuch auf Sandboden und auf Lössboden (Erläuterung siehe Text)

Methode	Niveau	Versuch auf Sandboden					Versuch auf Lössboden		
		Z.-Rübe 1989	S.-Gerste 1990	Kartoffeln 1991	W.-Weizen 1992	S.-Mais 1993	W.-Weizen 2002, 1. NBJ*	S.-Mais 2003, 2. NBJ*	Kartoffeln 2004, 3. NBJ*
Experiment		257,0	109,0	168,0	97,0	124,0	149,0	135,0	203,0
Ton	MW	179,5	120,0	153,2	135,7	153,2	143,6	150,4	135,4
	POT	224,5	165,0	198,2	180,7	198,2	188,6	195,4	180,4
Fein	MW	156,9	99,5	131,5	114,2	131,5	146,4	153,0	138,8
	POT	201,9	144,5	176,5	159,2	176,5	191,4	198,0	183,8
GL-Art	MW	266,6	104,1	129,1	141,2	157,8	160,8	161,9	159,2
	POT	311,6	149,1	174,1	186,2	202,8	205,8	206,9	204,2
MW-Art	MW	257,9	99,1	127,3	148,9	162,1	169,5	186,7	145,9
	POT	302,9	144,1	172,3	193,9	207,1	214,5	231,7	190,9
MW.F.- Folge-Pos.	MW						153,5	191,9	156,5
	POT						198,5	236,9	201,5

* NBJ = Nachbaujahr nach Leguminosen

Der Unterschied zwischen dem Niveau MW und POT beträgt 45 kg N ha^{-1} . Es ist zu erkennen, dass unterschiedliche Genauigkeiten zur Ermittlung der N-Aufnahmen zwischen den gewählten Methoden bestehen. Je genereller der methodische Ansatz zur Berechnung gewählt wurde, umso ungenauer wurden die N-Aufnahmen für die Fruchtarten ermittelt. Hierbei wurden im Vergleich zu den Experimentwerten die Werte für die N-Aufnahme bei

einigen Getreidearten und Silomais überschätzt, während bei den Hackfrüchten Kartoffeln und besonders bei Zuckerrüben eine Unterschätzung vorlag.

Diese unterschiedliche Genauigkeit kann auch sehr gut aus der folgenden Abbildung entnommen werden, in der diese berechneten Werte den aus den Versuchen stammenden Werten in der N-Aufnahme gegenübergestellt worden sind (Abb. 102 und Abb. 103). Es ergab sich folgende Rangordnung in der Genauigkeit der angewendeten Methoden zur Ermittlung der N-Salden: Fein ≤ Ton ≤ GL-Art = MW-Art. Es wird deutlich, dass mit den Methoden die genauesten Ergebnisse erlangt wurden, bei denen Informationen aus vorausgehenden Versuchsjahren individuell für möglichst jede Fruchtart für die Berechnungen zur Verfügung standen und für die Bildung der N-Salden genutzt werden konnten.

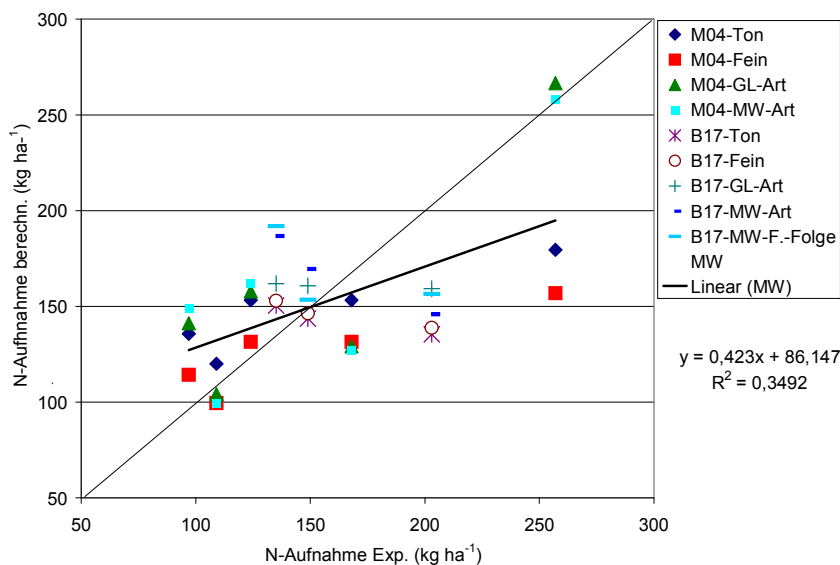


Abbildung 102: Gegenüberstellung von berechneten Mittelwerten (MW) und aus den Versuchen ermittelten Werten (Exp.) der N-Gesamt-Aufnahme verschiedener Fruchtarten der Beispielsversuche

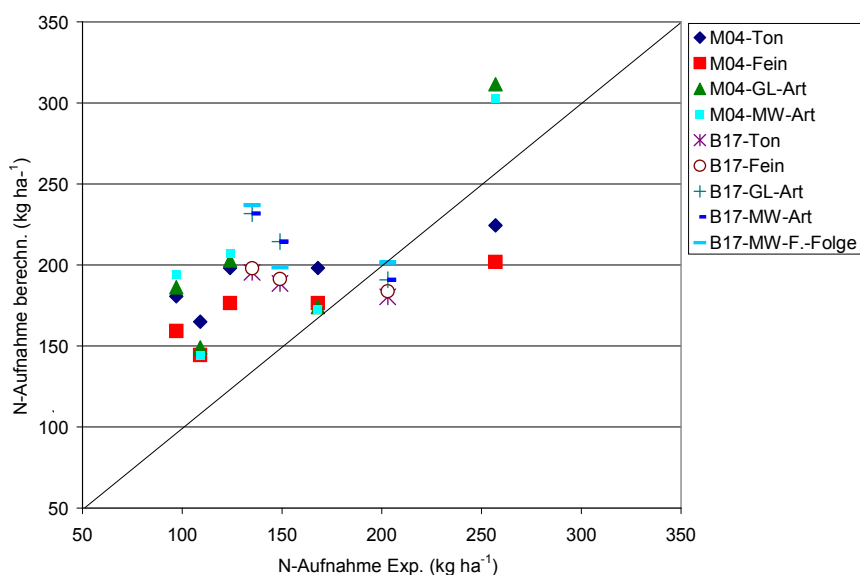


Abbildung 103: Gegenüberstellung von potenziellen Werten (POT) und aus den Versuchen ermittelten Werten (Exp.) der N-Gesamt-Aufnahme verschiedener Fruchtarten der Beispielsversuche

Für den Einsatz zur direkten Düngebedarfsermittlung kann auch eine Erweiterung des Verfahrens durch Integration in die übliche N_{\min} -Methode erfolgen, sodass ein Einsatz für bestimmte Fruchtarten im ökologischen Landbau (Feldgemüse, Kartoffeln, Raps) und vor allem im konventionellen Anbau erfolgversprechend sein dürfte. Hierbei kann die über das Modell ermittelte N-Mineralisation auf verschiedenen Wegen in den Verfahren der heute gebräuchlichen N_{\min} -Methode Verwendung finden. Allen Verfahren ist gemeinsam, dass von einem Zielertrag bzw. einer Gesamt-Menge an verfügbarem Stickstoff, die zu einem optimalen Ertrag führt, die Beträge der N_{\min} -Gehalte im Frühjahr sowie weitere Korrekturbeträge durch organische Düngung etc. abgezogen werden, wodurch dann die Höhe der N-Düngung ermittelt wird.

Die geringste Ergänzung eines bestehenden Verfahrens besteht durch die Einbeziehung der vom Modell berechneten N-Mineralisation in die Gesamtrechnung. Hierbei ist jedoch zu bedenken, dass realistische Werte in der N-Mineralisation nur erhalten werden können, wenn wesentliche Standortmerkmale (Boden, Klima) sowie die genauen Anbaubedingungen aus einigen vorausgehenden Jahren des betreffenden Ackerschlag es berücksichtigt werden.

Eine weitere Möglichkeit besteht darin, dass, entsprechend dem in der nachfolgenden Tabelle 21 aufgeführten Schema, eine weiter entwickelte Variante der N_{\min} -Methode zur Anwendung kommt. Bei den hier vorgestellten Versuchen wurden in gewisser Weise die jeweils vorherrschenden N_{\min} -Gehalte des Frühjahres schon berücksichtigt. Somit müsste noch ein System entwickelt werden, um ausgehend von einem mittleren Niveau jeweils nur besonders niedrige N_{\min} -Werte durch Abzüge und hohe Werte durch entsprechende Hinzufügung anrechnen zu können. Aus entsprechenden Versuchen könnten aber auch Verfahren zur direkten Anrechnung entwickelt werden.

Tabelle 21: Berechnungsbeispiel zur Ermittlung der Höhe der N-Düngung für den Anbau von Kartoffeln für ein anzustrebendes Ertragspotenzial auf der Basis des Versuches auf Sandboden (\emptyset 167 dt Stalldung, 100 kg N-Mineraldüngung ha^{-1})

Nr.	Gleichung	Bilanz-Komponenten	Beispiel (kg N ha^{-1})
x9		N-Bereitstellung (EWR, Koppel-, Hauptprodukt) für ein anvisiertes Ertragspotenzial von 372 dt ha^{-1} (Hauptprodukt) der Fruchtart	168
x0	+/-	N_{\min} -Basiswert Frühjahr (aktueller durchschnittl. Wert minus Mittelwert entspr. Bodenart u. Fruchtfolgestellung)	0
x2	-	Zufuhr N-Mineralisierung	56
x3	-	Zufuhr symbiotische N-Bindung	0
x4	-	Zufuhr asymbiotische N-Bindung	5
x5	-	Zufuhr N-Deposition	15
x6	-	N-Zufuhr mit Saat- und Pflanzgut	8
x8	+	N-Saldo (minimaler Wert, ermittelt aus entspr. Versuchen oder eigenen Aufzeichnungen d. Schlagkartei)	36
x1	=	Zufuhr N-Mineraldünger	120
x10	→	N-Entzug	130
	→	Knollenertrag: 130 kg N ha^{-1} / 0,35 kg N/dt FM = 372 dt ha^{-1} FM	

In dem aufgeführten Variantenbeispiel wird ein Knollenertragspotenzial von 372 dt ha⁻¹ angestrebt. Hierfür ist eine N-Aufnahme von 168 kg ha⁻¹ erforderlich. Von dieser Menge an Stickstoff werden nun alle N-Mengen der bekannten Komponenten abgezogen inklusive der N-Mineralisierung (in dieser Variante und Fruchtfolgeposition 56 kg ha⁻¹). Demgegenüber wird der wiederum über verschiedene Methoden zu ermittelnde N-Saldo der Summe hinzugezogen. Auf diese Weise kann der Betrag der N-Düngung ermittelt werden, der für die Produktion des anvisierten Knollenertrages erforderlich ist. In gleicher Weise kann (auch z. B. im Ökolandbau) noch eine weitere Düngung mit organischen Düngemitteln veranschlagt werden, um das Ertragspotenzial abzusichern.

In der geschilderten Weise wurden nun für verschiedene Fruchtarten und Anbaujahre die N-Düngermengen berechnet und in Tabelle 22 niedergelegt sowie grafisch den im Versuch verabreichten mineralischen N-Mengen gegenübergestellt (Abb. 104). Zur Bestimmung der N-Salden wurde das Niveau MW verwendet. Außer für Zuckerrüben, wobei durch die Methoden Ton und Fein deutlich zu hohe N-Mengen berechnet worden sind, können nach den bisherigen Erfahrungen alle aufgeführten Berechnungswege zur Generierung der N-Salden angewendet werden, um N-Mengen zu berechnen, die eine ähnliche Höhe aufweisen wie die in den Feldversuchen verabreichten Mengen. Hierbei ist zu bedenken, dass die zu den einzelnen Fruchtarten verabreichten N-Mengen in der Regel Pauschalbeträge sind. Die Versuche wurden nicht durchgeführt, um die N-Düngung zu verschiedenen Fruchtarten zu optimieren.

Tabelle 22: Mögliche Varianten zur Berechnung der Höhe der N-Mineraldüngung (kg N ha⁻¹) auf Basis einer erweiterten N_{min}-Methode für verschiedene Fruchtarten im Versuch auf Sandboden

Methode	Niveau	Fruchtart Z.-Rübe 1989	S.-Gerste 1990	Kartoffeln 1991	W.-Weizen 1992	S.-Mais 1993
Experiment		150	50	120	80	150
Ton	MW	227	39	135	42	99
Fein	MW	249	60	157	63	121
GL-Art	MW	139	55	159	36	95
MW-Art	MW	148	60	161	28	91

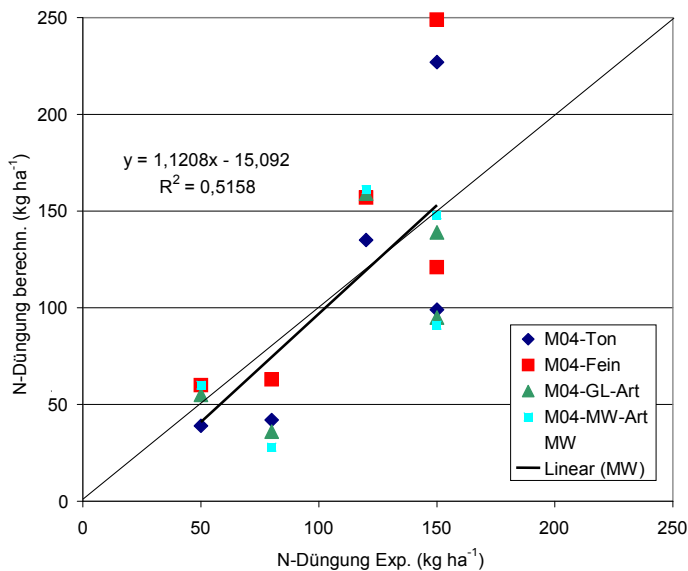


Abbildung 104: Gegenüberstellung von berechneten und verabreichten Mengen der N-Düngung verschiedener Fruchtarten im Versuch auf Sandboden

Die Düngungsbemessung wurde bisher für eine Fruchtart weitgehend nur auf Basis einer N_{\min} -Probe im zeitigen Frühjahr veranschlagt. Weitere Komponenten wurden nur am Rande mit in die Rechnung einbezogen oder konnten auf Grund zu geringer Kenntnis von der Service-Stelle, z. B. einem Untersuchungslabor, nicht einbezogen werden. Bei der Anwendung des CCB in den beschriebenen Formen zur N-Bedarfsprognose und zur Ermittlung der potenziell möglichen N-Gesamt-Aufnahme der Fruchtarten kann zusammenfassend angemerkt werden, dass hierdurch ein gewisses Systemdenken angeregt wird, wobei auch eine zeitliche Abfolge mit einbezogen wird. Auf Schlägebene werden so auf Grund vieler Informationen optimale Bedarfsprognosen ermittelt.

Auf Grund der dargelegten Ergebnisse tritt die Bedeutung von Standortfaktoren und von chronologisch verabfolgten Bewirtschaftungseinflüssen auf die N-Mineralisation hervor. Die ermittelten Werte der N-Mineralisation sind hiervon in entscheidendem Ausmaß abhängig. So können auf Grund verschiedener Faktorkombinationen von Jahr zu Jahr stark unterschiedliche Werte in der N-Mineralisation in ein und derselben Variante auftreten. Bei genauer Berücksichtigung dieser wichtigen Faktoren des Anbausystems erscheint daher eine deutliche Verbesserung der Methoden zur Düngungsbemessung möglich. Dies kann z. B. durch Einbeziehung von Schlagkarteiaufzeichnungen über vorausgehende Anbaujahre erfolgen, wobei mit Hinzufügung weiterer Anbaujahre eine stetige Verbesserung der Prognosen erwartet werden kann.

Diese Konditionierung kann daher als ein sich selbst verbesserndes und hinzulernendes System angesehen werden. Darüber hinaus können auch für den Nutzer durch fortgeschriebene Informationen über die Entwicklung der Nährstoffbilanzen sowohl jährliche als auch mittlere Bilanz- und Effizienzwerte über den Nährstoff Stickstoff vermittelt werden. Neben den aktuellen Informationen zur Düngebedarfsprognose werden hierdurch für das Anbauverfahren weitere wichtige Elemente der Nachhaltigkeit und des Wasserschutzes zur Verfügung gestellt, die wiederum zur Anbauoptimierung verwendet werden können.

5 Ergebnisausgabe im Modell CCB

Die Ergebnisse der Simulationen des Modells CCB werden dem Anwender in einer grafischen Oberfläche angezeigt (Abb. 105-Abb. 109). Zusätzlich zur Veränderung der C_{org} -Gehalte im Boden wird die C-Bilanz in $t\ ha^{-1}$ ausgewiesen (Abb. 105). Hierbei sind die Mengen für die Prozesse Auf- und Abbau, CO_2 - und das C-Saldo einzeln ausgewiesen. Diese Ergebnisse zur Beurteilung der Humusreproduktion im Boden können für weitere Datenanalysen nach MS Excel exportiert werden.

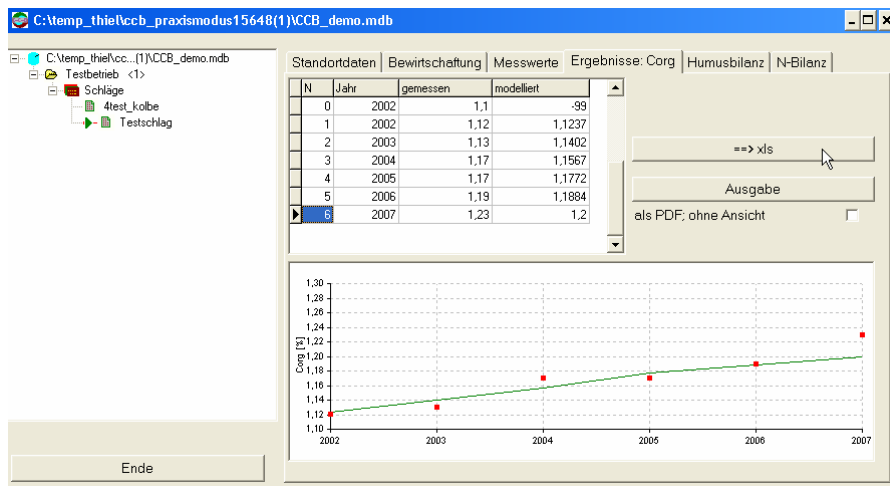


Abbildung 105: Ergebnis der CCB-Modellierung am Beispiel C_{org} -Gehalt

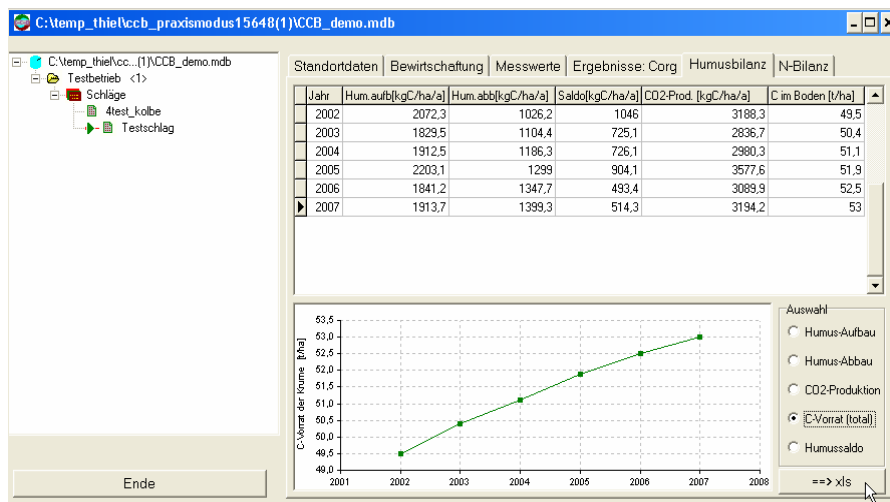


Abbildung 106: Ergebnisdarstellung der Humusreproduktion

Über eine extra Schaltfläche wird die Menge der N-Mineralisierung aus der organischen Bodensubstanz ausgewiesen (Abb. 107). Weitere Ausführungen hierzu finden sich in Kap. 4.5.

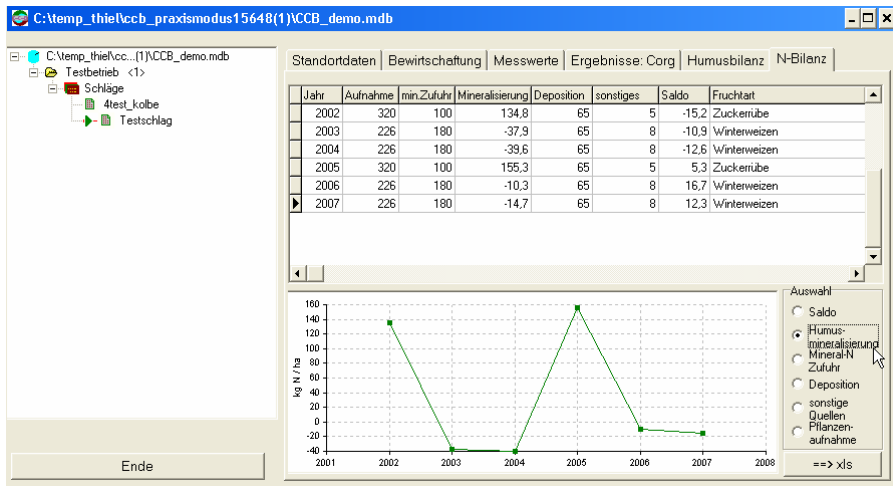


Abbildung 107: Ausweisung der N-Mineralisierung

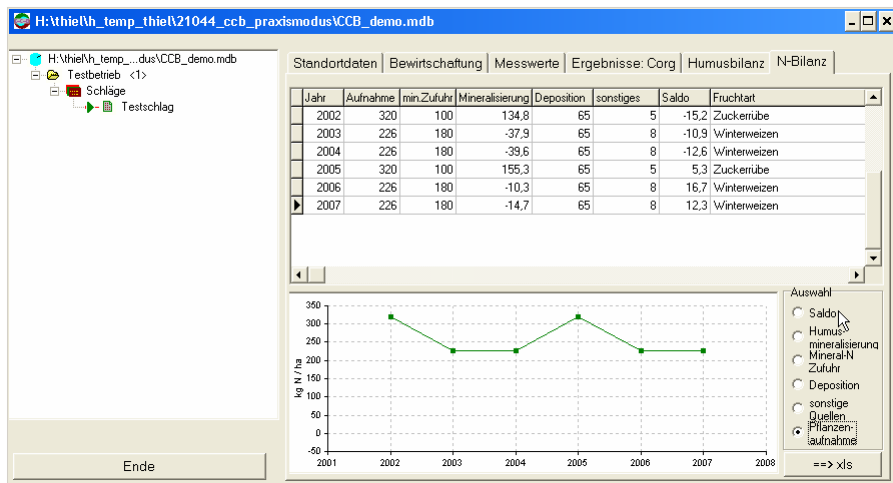


Abbildung 108: Ausweisung der Komponenten der N-Schlagbilanz

In Tabelle 23 ist der Merkmalskatalog für die CCB-Ausgabe zusammengefasst. Die behandelten Elemente zum Kohlenstoff und Stickstoff können in differenzierter Weise ausgegeben werden. Hierbei stehen sowohl Bilanzierungen auf Basis der Schlag- und Flächenbilanz im Vordergrund, aber auch Informationen über Einzelgrößen der N_f -Bodenbilanz und die N-Komponenten zur Düngungsbemessung können abgerufen werden. Teilweise befindet sich der Katalog noch im Aufbau, wie z. B. das Bewertungssystem zur Humusbilanzierung.

Tabelle 23: Ausgabemerkmalskatalog des Modells CCB (teilweise noch im Aufbau)

Merkmalsbeschreibung	Kohlenstoff				Stickstoff				
	C _{org} - Boden- Gehalt (% TM)	C _{org} - Boden- Menge (kg ha ⁻¹)	C- Fläche (kg ha ⁻¹)	C- Fläche + Boden (kg ha ⁻¹)	N _t - Boden- Gehalt (% TM)	N _t - Boden- Menge (kg ha ⁻¹)	N- Fläche (kg ha ⁻¹)	N- Fläche + Boden (kg ha ⁻¹)	N _m - Fläche + Boden (kg ha ⁻¹)
Zeitl. Verlauf einer Variante (als Abb., auch mit exp. Werten u. Angabe d. Statistik)	x	(x)	(x)	(x)	x	(x)	(x)	(x)	(x)
Flächenbilanz (in Jahresscheiben, F.-Folge)		x	x	x		x	x	x	x
Flächenbilanz (MW, zeitabh. F.-Folge)		x	x	x		x	x	x	x
Aggregierte Flächenbilanz (MW f. Zeitabschnitt, F.-Folge f. mehrere Flächen bzw. Betrieb, Hof- tor)		x	x	x		x	x	x	x
Bewertungssystem (Ergebnisausgabe auf 20 – 25 Jahre + A-E-Bewertung)	x	x			(x)	(x)			
Bewertungssystem (MW Flächen-Bilanz f. Zeitabschnitt, F.-Folge, A-E-Bewertg.)				(x)				(x)	
Mineralisation				(x)					x
Gesamtzufuhr (m. Aufgliederung)				(x)				x	x
Aufnahme (Pflanzen)				(x)					x
Abfuhr (Pflanzen)				(x)				x	(x)
Saldo				(x)				x	x
Gesamtzufuhr (f. folgend. Anbaujahr, Aufgliederung)									x
MW bzw. potenziell mögliche Auf- nahme (d. gewählten Fruchtart)									x
MW bzw. potenziell möglicher Ertrag (HP f. gewählte Fruchtart)									x
Höhe N-Düngung (entspr. gewähltem Ertragsniveau d. F.-Arten = N _{min} -Methode)									X

x = Ausgabe vorgesehen, (x) = potenziell vorgesehen

6 Schlussfolgerungen

Hauptanteile wichtiger Grundnährstoffe des Bodens (N, P, S) sind im Humus gebunden. Der Umsatz der organischen Substanz ist daher eng mit der Mineralisierung dieser Nährstoffe verbunden. Auf beide Bestandteile wirkt auch ein ähnliches Spektrum an Einflussfaktoren ein. Die wichtigsten beteiligten Prozesse sind bekannt und es gibt sowohl für die organische Substanz als auch für den Nährstoff Stickstoff seit einigen Jahrzehnten bewährte Ansätze zur Modellierung (siehe Überblick in BENBI & NIEDER 2003).

Die so genannten Prozessmodelle sind dadurch gekennzeichnet, dass die grundlegenden biologischen Abläufe direkt abgebildet werden, sodass eine hohe Genauigkeit für alle Standortgegebenheiten erwartet werden kann. Es ist allerdings zu bedenken, dass zwischen den beiden Komponenten (Humus und Stickstoff) zwar deutliche Ähnlichkeiten im Wirkungszusammenhang bestehen, gleichzeitig aber eine große standörtliche Differenzierung in der Merkmalsausprägung vorliegt (KARLSSON 2012). Hierdurch steigt gewöhnlich der für jede Standortgegebenheit zu erbringende manuelle Aufwand an Parameterabstimmung auch für diese Modelle an, bis eine jeweils gute Standortanpassung erreicht wird, sodass die dann zu erwartenden Berechnungsergebnisse auch einen hohen Realitätswert einnehmen.

Prozessmodelle werden aus diesen Gründen bisher fast ausschließlich im wissenschaftlichen Bereich angewendet, weil sie z. T. einen sehr hohen Eingangsdatenbestand bedürfen, der in der Regel unter praktischen Verhältnissen nicht zur Verfügung steht. Unter den gewöhnlichen Bedingungen der Praxis liegen weder Kenntnisse über spezielle Eingangsmerkmale vor, noch kann eine jeweils individuelle Parameteranpassung vorgenommen werden.

In dem Forschungsvorhaben galt es daher zunächst die Frage zu klären, ob es gelingen kann, die Vorteile der Prozessmodelle unter den heutigen technischen Möglichkeiten auch für einen Einsatz in der breiten landwirtschaftlichen Praxis zu gewährleisten (landwirtschaftliche Betriebe, Beratungseinrichtungen, Verwaltung, Schule und Studium). Ausgehend von dem einzigen Ansatz im mitteleuropäischen Bereich, zu dem im Umweltforschungszentrum (UFZ) Leipzig-Halle ein erster Entwurf zur Vereinfachung des Modells CANDY vorlag, wurden am Beginn einer langjährigen Zusammenarbeit zwischen UFZ und LfULG zunächst Möglichkeiten zur Reduktion des erforderlichen Umfangs der Dateneingabe geprüft.

Unter Verwendung des Konzepts der Biologisch Aktiven Zeit (BAT) von FRANKO & OELSCHLÄGEL (1995) für die Bestimmung der Aktivität der Umsetzung der organischen Substanz durch Temperatur, Niederschlag und Bodentextur, Reduktion der erforderlichen Bodenparameter auf die Bodenart und den Tongehalt sowie durch Nutzung von Pedotransferfunktionen konnte der erforderliche Dateninput auf ein in der breiten Praxis verfügbares Maß fixiert werden. Durch Austausch des Rechenkerns unter Nutzung numerischer Lösungen und der Fixierung des Berechnungszyklus auf die Zeiteinheit eines Jahres (mit der Option einer Erweiterung auf Monatsschritte) wurde auch der Rechenaufwand erheblich reduziert.

Von Seiten der Modellentwickler erfolgt in der Regel ein hoher fachlicher Aufwand zum Modellaufbau; Arbeiten zur Validierung erscheinen demgegenüber nicht so attraktiv und werden daher oft vernachlässigt (siehe BENBI & NIEDER 2003). Daher wurde im Rahmen der Zusammenarbeit eine hohe Aufmerksamkeit auf die Prüfung der Verlässlichkeit und Genauigkeit der Modellberechnungen gelegt. In einer frühen Phase wurden hierzu Arbeiten zur Aufnahme von regionalen Datensätzen aus Dauertestflächen sowie Boden-, Klima- und Bewirtschaftungsdaten aus der Agrarstatistik zur Anpassung der BAT an die Verhältnisse in Sachsen getätigt. Diese Versuche mussten

schließlich im Wesentlichen aufgegeben werden, weil offensichtlich die geforderte Datenqualität nicht den Anforderungen entsprechen konnte.

Generell ist zu betonen, dass Dauerversuche eine enorme Bedeutung für die Untersuchung der C-Langzeitdynamik besitzen (vgl. SOUTHWOOD 1994). Aber auch Dauerversuche weisen eigene „Schwächen“ auf, besonders wenn C_{org} -Messungen über längere Zeiträume ausgewertet werden. Hier sollte man sich bewusst sein, dass Probenahme- und/oder C_{org} -Bestimmungsmethoden sich im Laufe des Versuches geändert haben können. Auch veränderte Bodenbearbeitungstiefen können das Ergebnis beeinflussen.

Insgesamt war die Verwendung von Daten aus exakt geführten Dauerversuchen als vielversprechend anzusehen. Daher wurden Datensammlungen über Merkmale des Bodens und des Klimas sowie des gesamten Bewirtschaftungsspektrums, inklusive der angebauten Fruchtarten und der Düngung sowie der C_{org} - und N_t -Gehalte der Böden, möglichst in chronologischer Abfolge der Versuchsdauer aufgenommen. Es mussten erhebliche Anstrengungen unternommen werden, um Versuche hoher Qualität und einer Versuchsdauer von mindestens zehn Jahren aus einem möglichst breiten Standortspektrum Mitteleuropas zu erhalten.

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens konnte auf diese Weise eine Datenbasis aufbereitet werden, die für das entwickelte Modell CCB rechenfähige Daten beinhaltet. Der so entstandene Datenpool enthält eine Vielzahl von Standorten mit unterschiedlichen Bodenformen, Klimadaten und Bewirtschaftung. Durch die einheitliche Aufbereitung der Daten aus den Dauerversuchen und die Verfügbarmachung über die EURO-SOMNET-Datenbank, wurde ein wichtiger Schritt getan, um die Daten zusammenzuführen und zugänglich zu halten. Mit der vorliegenden Zusammenstellung in Form einer Datenbank und der damit verbundenen Dokumentation der Daten wurde auch für künftige Arbeiten eine wichtige Basis mit einem sehr umfangreichen Datensatz von über 65 Dauerversuchen geschaffen, wobei die Nutzungsrechte an den Daten im Einzelfall zu beachten sind.

Die vorliegende CCB-Software integriert alle erforderlichen Tools zur Bearbeitung der Datenbank sowie zur Durchführung und Auswertung von Modellrechnungen. Die Schnittstellen zu MS ACCESS ermöglichen bei entsprechender Einarbeitung eine flexible und effiziente Nutzung der Modellsoftware. Für die statistische Analyse wurde mit der Schnittstelle zum „R“-Statistikpaket, einer lizenzfreien Statistiksoftware mit sehr hoher Aktualität, eine gute Basis für individuelle Auswertungen gelegt. Auch die Integration der Literatur hat sich als Hilfsmittel zur Klärung von aufkommenden Fragen bestens bewährt.

Weil der potenzielle Nutzer des Modells außer dem vorgegebenen minimalen Datensatz keine weiteren speziellen Eingaben für eine eventuelle singuläre Standortanpassung tätigen kann, musste die Genauigkeit des Modells jeweils gleichzeitig an einem möglichst breiten Dauerversuchsspektrum geprüft werden, damit verlässliche Ergebnisse zur Validierung erhalten werden konnten. Bei der Beurteilung der zu verwendenden Anwendungs- und Prüfungsszenarien wurde daher vorzugsweise die Sichtweise des potenziellen Nutzers in den Vordergrund gestellt.

Ein wichtiger Abschnitt der Modellarbeiten bestand in der Fixierung des Anteils am C_{org} -Gehalt, der als weitgehend inert anzusehen und daher nicht am Umsatz beteiligt ist. Hierzu wurden vier verschiedene Verfahren getestet. Die Methode von KUKA et al. (2007), in dem der inerte C_{org} -Anteil durch Bestimmung des physikalischen Porenraums ausgewiesen wird, erwies sich als überlegen, was durch Verwendung von Ergebnissen der Dauerversuche nachgewiesen werden konnte.

Ein weiterer kritischer Punkt war die Auswahl geeigneter Methoden zur Festlegung der C_{org} - und N_t -Startwerte, die erforderlich sind, um im Modell den Ausgangspunkt der Versorgungslage mit organischer Substanz in Relation

zum inerten Anteil zu fixieren. Unter den Bedingungen der praktischen Anwendung sollte mindestens ein Messwert für C_{org} und potenziell auch für N_t vorliegen, notfalls können auch Schätzwerte verwendet werden. Für die Validierungsarbeiten waren unter Nutzung von Ergebnissen aus den Dauerversuchen ebenfalls verschiedene Möglichkeiten gegeben: erster Messwert, Schätzung mit Hilfe der Regressionsanalyse, Anwendung eines Optimierungsalgorithmus.

Weil die einzelnen Messwerte ebenfalls einer Schwankung unterliegen, war die Nutzung des ersten Messwertes mit Nachteilen verbunden. Daher kam zunächst die Anwendung eines Optimierungsverfahrens in die engere Wahl. Unter Nutzung des Optimierungsalgorithmus werden z. B. die berechneten Werte so über die in chronologischer Abfolge gemessenen C_{org} -Gehalte des Versuches gelegt, dass die Abstände zwischen Berechnung und Messung minimiert werden. Das Verfahren wird genutzt, um eine möglichst gute Anpassung (Kalibrierung) des Modells an die Versuchsdaten, z. B. C_{org} , zu erreichen. Dies ist erforderlich, wenn aufbauend auf den konkreten Gegebenheiten eines Versuches eine Berechnung weiterer Szenarien vorgenommen werden soll. So wurde ein Optimierungsverfahren z. B. von HERBST (2010) verwendet, um die Auswirkungen von Klimaszenarien auf die zukünftige Entwicklung der C_{org} -Gehalte eines bestimmten Dauerversuches (Dikopshof) zu simulieren.

In den eigenen Untersuchungen konnte bestätigt werden, dass die Anwendung des Verfahrens zu einer optimalen Anpassung der berechneten C_{org} -Werte an die in den Versuchen ermittelten Werten führt. Eine Analyse der erhaltenen Ergebnisse zeigte jedoch, dass dann Unterschiede zwischen Modellberechnungen und den Versuchsergebnissen sozusagen verwischen, sodass das Verfahren zur Beurteilung der Validierung nicht ausreicht. So sind die Ergebnisse über die mittlere Abweichung (ME) zwischen den berechneten und den experimentell ermittelten Werten nicht mehr nutzbar, um Unterschiede und die Abweichungsrichtung zu einzelnen Einflussgrößen zu erkennen (durch Minimierung der Abweichungsquadrate zwischen Modell- und Versuchsergebnissen tendiert ME gegen 0). Hinzu kommt noch, dass im Rahmen einer unabhängigen Validierung der Verlauf der C_{org} -Werte in den verwendeten Versuchen nicht bekannt sein darf.

Es wurde auch deutlich, dass die Ergebnisse der statistischen Prüfung vom gewählten C_{org} -Startwert abhängen. Weil die Wahl des ersten verfügbaren Messwertes als C_{org} -Startwert den möglichen Messfehler durch den gesamten Modelllauf weitergeben würde, sollten möglichst alle anderen Messwerte in die Startwertfindung integriert werden. Unsicherheitsanalysen (POST et al. 2008; JUSTON et al. 2010) und andere statistische Verfahren wie die einfache und multiple Regression stellen weitere anwendbare Verfahren zur Startwertfindung dar. Die Anwendung der linearen und quadratischen Regression zur Auffindung geeigneter Startwerte sowie zur Fixierung von Endwerten hat sich in dieser Arbeit gut bewährt, weil sie auch unabhängig vom verwendeten Bilanzierungsverfahren genutzt werden können.

Durch die akribisch durchgeführten Arbeiten mit wiederholten Validierungen, Diskussionen und Veranlassungen zu weiteren Verbesserungsschritten konnte die Modellgüte laufend gesteigert werden. Im Verlauf der Modellentwicklung wurde die mittlere Abweichung (ME) auf annähernd 0,0 % C_{org} fixiert und das RMSE um mehr als den dreifachen Wert verringert, sodass die Genauigkeit z. B. der VDLUFA-Methode zur Humusbilanzierung jetzt eindeutig übertroffen wird (zur weiteren Diskussion über die Validierung von Bilanzierungsmethoden siehe KOLBE 2012).

Auf Grund des engen Zusammenhangs zwischen Humus- und Nährstoffumsatz kam es parallel zu den Verbesserungen zur Abbildung der C_{org} -Wirkung auch in der Regel zu einer genaueren Mineralisation an Stickstoff, die an Hand der zeitlichen Veränderung der N_t -Gehalte des Bodens geprüft wurde. Durch Erfassung dieses Merkmals aus den Dauerversuchen besteht also eine weitere Möglichkeit der Kontrolle der Berechnungsgenauigkeit.

Auch im Vergleich mit anderen komplexeren C-Modellen (vgl. SMITH et al. 1997) kann das ermittelte Modellverhalten von CCB bezüglich der geprüften Fehlergrößen als gut eingeschätzt werden. In Anlehnung an SCHLITGEN (2000) wiesen die gemessenen und modellierten C_{org} -Werte eine enge Korrelation auf. Die Reihenfolge der Güte Kohlenstoff besser als Stickstoff besser als N-Saldo entspricht den Erwartungen.

Wie beschrieben, weist die statistische Fehleranalyse auf einige Effekte im Bereich der Leguminosenanteile in den Fruchtfolgen und einen deutlichen Hinweis auf Probleme bei schweren Tonböden sowie bei hohen C_{org} -Versorgungsstufen. Das Problem der Leguminosenanteile wurde durch zwei Dauerversuche in der Klasse LC2 geprägt. Hier ist noch Arbeit über die genaue Vorgeschichte des Versuches notwendig, um das sehr spezielle Verhalten der C_{org} -Dynamik eindeutig zu klären.

Weil in gewisser Weise der C_{org} -Gehalt mit dem Tongehalt korreliert ist (vgl. KÖRSCHENS 1997), kann der ermittelte Einfluss der C_{org} -Gehalte und der Bodenarten auf die Modellgüte verschiedene Gründe haben. Es wurde diesbezüglich einerseits die Hypothese aufgestellt, dass der höhere Modellfehler als eine Konsequenz aus größeren Messunsicherheiten bei höheren C_{org} -Werten anzusehen ist. Andererseits wurde auch nachgewiesen, dass noch systematische Einflüsse zu verschiedenen Faktoren wie den C_{org} -Gehalten, den C/N-Verhältnissen des Bodens, den Durchschnittstemperaturen und einigen Bewirtschaftungsfaktoren wie z. B. dem Hackfruchtanteil der Fruchtfolge vorliegen, die durch weitere Korrekturarbeiten zu begleichen sind.

Wie in den Auswertungen erkennbar wurde, war für die identifizierten Problemstandorte der mittlere Fehler ME eng mit dem quadratischen Fehler RMSE korreliert, sodass man von einer systematischen Verschiebung infolge der gewählten Startwerte ausgehen kann. Dies kann sowohl den C_{org} -Wert selbst als auch den für die C-Dynamik relevanteren C_{ums} -Startwert betreffen. Wie eine nähere Analyse ergab, liegt ein Teil des Problems in Modellveränderungen, die vorgenommen wurden, um zu hohe Mineralisationsraten zu begrenzen. Während bei einer Reihe hoch mit organischer Substanz versorgter Standorte eine obere Grenze für die Größe des umsetzbaren Pool sinnvoll war (C_{ums} max. 1.0 %), ergibt sich für andere Standorte wie z. B. Methau_DV ein umgekehrtes Bild. Je höher der anfängliche C_{ums} -Pool gewählt wird, umso besser werden die beobachteten C_{org} -Werte wiedergegeben.

Die Fehlersuche bedarf hier weiterer Recherchen in den Originalquellen und Nachforschungen bei den Versuchsanstellern. Es sollte einwandfrei geklärt werden, welche Qualität die verwendeten Messwerte besitzen. Erst so kann ein „Fehlverhalten“ des Modells endgültig kompensiert werden. Die generelle Rücknahme der Begrenzung des C_{ums} -Startwertes reduziert einen großen Teil des Problems. In einigen Fällen werden die Fehler deutlich abgebaut.

Auch im Bereich der Abbildung der N-Dynamik gibt es noch Klärungsbedarf für spezielle Fragen. So sind die ermittelten N-Salden aus den Dauerversuchen über einen sehr großen Wertebereich verteilt. Insbesondere die berechneten stark negativen Werte sind natürlich zu hinterfragen. Einerseits kann man davon ausgehen, dass die Werte für die N-Immission eher zu gering sind, wie ein exemplarischer Vergleich der mit dem ITNI-System (RUSSOW & BÖHME 2005) gemessenen und der nach GAUGER et al. (2008) ermittelten Werte für drei Standorte in Mitteldeutschland zeigte. Die hier festgestellte Differenz von ca. $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ kann jedoch auch nicht alle beobachteten Negativsalden erklären. Weitere Ursachen sind hier die Abweichung der realen N-Gehalte der Fruchtarten und der organischen Dünger von den hier verwendeten Tabellenwerten. Dazu wurden einige Vergleiche bei der Darstellung der Ergebnisse vorgelegt.

Eine nochmalige Überprüfung der Eingabedaten hinsichtlich der N-Düngung scheint in einigen Fällen sinnvoll. Beispielsweise wird in der Dokumentation für den Pforzheimer-Versuch auf Varianten mit N-Düngung verwiesen, wo-

hingegen in den Bewirtschaftungsdaten gegenwärtig diese Datensätze nicht aufgenommen sind. Allerdings bezieht sich das Modell auf die Behandlung des Humusumsatzes, sodass in allen Fällen, bei denen die negativen N-Salden mit Sicherheit in der Größenordnung von -50 kg ha^{-1} und kleiner liegen, auch eine ungenaue Abbildung der C-Umsetzung vorliegen könnte, weil die Begrenzung des C-Umsatzes durch N_m -Mangel nicht mit der vorliegenden Modellstruktur abzubilden ist. Die Anwendung für die direkte Prognose der N-Verfügbarkeit ist daher durch weitere Untersuchungen zu prüfen.

Bei hohen Aufwandmengen an N-armen organischen Materialien (z. B. Stroh) wird die zur Humusbildung benötigte N-Menge als negative N-Mineralisierung ausgewiesen. Bei der Interpretation dieser Daten ist zu beachten, dass das CCB nicht den Pool an mineralischen N im Boden behandelt, sondern nur die Änderungspotenziale für diesen Pool berechnet. Bei einer ausgewiesenen Immobilisierung wird also unterstellt, dass diese N-Menge auch tatsächlich zur Verfügung steht. Falls dies nicht der Fall wäre, würde die Umsetzung der organischen Primärschubstanz durch den Stickstoffmangel gehemmt. Für die praktische Nutzung könnten Ergebnisse eigener N_{\min} -Untersuchungen im zeitigen Frühjahr oder die jährlich erfassten und veröffentlichten Frühjahrs- N_{\min} -Werte z. B. aus Dauertestflächen Verwendung finden (KURZER 2005):

<http://www.landwirtschaft.sachsen.de/Landwirtschaft/1868.htm>

Verfahren, die unter den Gegebenheiten der Praxis das Mineralisationspotenzial in der zeitlichen Auflösung von Monats- oder Jahresschritten mit relativ hoher Verlässlichkeit berechnen können, sind bisher weitgehend unbekannt. In aktuellen Entwicklungen, wie z. B. dem Projekt „Neue internetgestützte Wege zur Optimierung der N-Düngeberatung“ (<http://www.isip.de/coremedia/generator/isip/Start,nodeId=5715.html>), wird u. a. an Hand von Ergebnissen aus Testflächen versucht, lediglich über ein Bestandesmonitoring und Modellierung des Anbauzyklus der jeweils betreffenden Fruchtart (z. B. Winterweizen) zu einer treffgenauen N-Düngung zu gelangen.

Der Vorteil des Modells CCB besteht jedoch darin, dass die jährlichen Mineralisationsmengen nicht an kurzfristigen Versuchen oder einem Testflächennetz, sondern an den über einen langen Zeitraum sich vollziehenden Veränderungen der N-Menge im Boden der zu bewertenden Anbaufläche selbst ausgerichtet bzw. kalibriert sind. Hierdurch werden Fehler, die sich bei einer relativ kurzzeitigen Verrechnungsweise über die Jahre anhäufen können oder die an Hand von Vergleichsflächen entstehen, die meistens die Standortbedingungen der aktuellen Anbaufläche nicht repräsentieren, weitgehend vermieden.

Durch die ersten Erfahrungen mit dem CCB lassen sich Rückschlüsse ziehen, welches innovative Potenzial durch die Nutzung des Modells nicht nur zur direkten Berechnung der Mineralisation, sondern insbesondere auch zur Verbesserung von Verfahren der Düngungsbemessung, von Bilanzierungsverfahren und Effizienzberechnungen entstehen könnte. So konnte herausgearbeitet werden, dass unter Nutzung der Ergebnisse aus Dauerversuchen die Verlässlichkeit der Berechnungen zum Freisetzungspotenzial an Stickstoff mit der Anzahl an Jahren und Vollständigkeit der Eingabe an Daten des Bodens, des Klimas und der Bewirtschaftung deutlich ansteigt. Hierin wird die enorme Bedeutung der zurückliegenden Aktionen und Maßnahmen zur Bewirtschaftung, der tatsächlich erreichten Ertragsniveaus und das damit zusammenhängende N-Abfuhrpotenzial sowie der jährlich anders verlaufenden Witterung auf das Ausmaß der zukünftigen N-Mineralisation sichtbar.

Diese Vielfalt konnte in den bisher üblichen Bemessungsverfahren weitgehend nicht berücksichtigt werden. Das Verfahren ist so ausgelegt, dass unter praktischen Verhältnissen diese Informationen z. B. aus den Schlagkarteien der zurückliegenden Zeitabschnitte modellintern als Jahresscheiben in die Verrechnungen eingehen. Mit der Eingabe eines jeden weiteren Jahres an Bewirtschaftungsdaten wird die Berechnungsgenauigkeit zunehmen. Gleichzeitig können aus der Vergangenheit auf Schlagebene für jede Fruchtart bzw. im Durchschnitt der Fruchtfolge je-

weils vollständige N-Bilanzen und N-Effizienzberechnungen zur Optimierung der Düngungsbemessung oder Fruchtfolgeplanung mit einbezogen werden.

Aus der Vergangenheit kann auch für jede Fruchtart das potenziell mögliche durchschnittliche Ertragsniveau ermittelt werden, was wiederum an Stelle eines anvisierten Ertragsniveaus für die Düngungsbemessung eingesetzt werden kann. Hierdurch könnten die immer noch relativ hohen Überdüngungsmengen, die auf Grund der Angabe von zu hohen Ertrags Erwartungen je nach Fruchtart zwischen 2-12 % betragen (ERNST & FÖRSTER 2010), reduziert werden.

Die Ausweisung der N-Mineralisierung aus der organischen Bodensubstanz bietet weiterhin Möglichkeiten zur optimierten N-Düngung und Verminderung von N-Salden im Hinblick auf Gewässerschutzziele. Eine Kreuzvalidierung der N-Mineralisierung mit den Entwicklern des Modells STOFFBILANZ (GEBEL et al. 2010) wird für ausgewählte sächsische Standorte derzeit angestrebt.

Durch die Verbindung von Humus- und Nährstoffumsatz in chronologischer Abfolge werden daher zusammenfassend mit dem CCB deutliche Verbesserungen in der standortangepassten Fruchtfolgeplanung (Ökolandbau) und Düngungsbemessung (konventioneller und ökologischer Landbau) erwartet. Auf Grund des geringen Inputbedarfs kann das Verfahren sowohl in der landwirtschaftlichen Praxis und Beratung als auch in Verwaltung und wissenschaftlichen Tätigkeiten z. B. für Szenarienrechnungen zum Klimawandel, zur Ermittlung von Abfuhrpotenzialen, zur Nährstoffbilanzierung im Wasserschutz und zur Ermittlung der Ressourceneffizienz angewendet werden.

Für einzelne Standorte („Problemstandorte“) besteht allerdings weiterer Klärungsbedarf, der auch zusätzliche Bodenuntersuchungen einschließen kann. Für alle verbleibenden Problemfälle wäre auch die Behandlung mit einem komplexeren Modell sinnvoll, um die Ursachen besser herauszuarbeiten und Fehlstellen in der Prozessabbildung sicher zu erkennen. Dies erfordert jedoch eine Vervollständigung der Datenbasis.

Trotz des großen Umfangs an verarbeiteten Versuchsdaten ist allerdings die Breite der überprüften Parameter vor allem hinsichtlich des Fruchtartenumfangs im Vergleich zu den in der Praxis vorkommenden Fällen noch zu gering. Es besteht daher noch ein gewisser Handlungsbedarf zur Abgleichung der Datenlisten mit dem in der Praxis vorkommenden Umfang.

An einem Ausbau der Datenbasis durch die Aufnahme neuer Dauerversuche wird weiterhin gearbeitet. Ebenso werden Kopplungen mit anderen Modellen, u. a. mit STOFFBILANZ (GEBEL et al. 2010) und BEFU (FÖRSTER et al. 2011) und Schnittstellen zu elektronischen Schlagkarteien vorbereitet. Zur Erweiterung der Versuchsbasis wird die Aufnahme und Verwendung der Daten (Boden, Klima, Bewirtschaftung, C_{org} - und N_t -Messwerte) von Bodendauerbeobachtungsflächen verschiedener Bundesländer angestrebt. Diese Testflächen stellen keine Dauerversuche mit verschiedenen Düngestufen dar. Die Daten können für Plausibilitätsprüfungen und Praxistests des CCB verwendet werden.

7 Zusammenfassung

Der Humusumsatz und damit die Nährstoffdynamik werden durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung und durch die Standorteigenschaften geprägt. Die unter praktischen Verhältnissen anwendbaren Berechnungsmethoden beinhalten allerdings nur partiell eine Standortwirkung. Aktuelle Prozessmodelle zur Bodenkohlenstoffdynamik erfordern spezielle Fachkenntnisse und haben in der Regel einen hohen Eingangsdatenbedarf, sodass sie bisher nur im wissenschaftlichen Bereich eingesetzt werden konnten. Um die Vorteile dieser Verfahren auch für den Einsatz unter Praxisbedingungen mit der dort gewöhnlich anzutreffenden reduzierten Datengrundlage nutzen zu können, wurde aus einem geeigneten Prozessmodell CANDY (FRANKO 1989) eine stark vereinfachte Variante abgeleitet. Das Modell CANDY Carbon Balance (CCB) berücksichtigt Standorteffekte und besitzt einen Bezug zum Kohlenstoff und zum Stickstoff im Boden. Bezüglich der potenziellen Anwendergruppe liegt der Fokus auf der Landwirtschaftsberatung und -verwaltung des konventionellen und ökologischen Ackerbaus.

Die zur Validierung des CCB-Modells verwendete Datenbasis besteht aus insgesamt 65 Langzeitversuchen mit 598 Versuchsvarianten, vorwiegend aus dem gemäßigten Klimabereich Mitteleuropas (6-11 °C, 350-950 mm Jahresniederschlag) mit einem Tongehalt < 30 % in der Krumenschicht (0-30 cm Bodentiefe). Die mittlere Abweichung (ME) zwischen berechneten und experimentell ermittelten Werten beträgt max. -0,01 % C_{org} bzw. N_t mit einer statistischen Streuung (RMSE) um 0,15 % C_{org} und etwas über 0,02 % N_t .

Es gibt mehrere Varianten, das CCB-Modell zu nutzen. Zum einen besitzt das CCB eine Anwenderoberfläche und es wurde ein ausführliches Nutzerhandbuch verfasst. Die Nutzung des Modells über die Anwenderoberfläche kann über einen Expertenmodus und einen Praxismodus (voreingestellt) erfolgen. Zum anderen kann das Modell für umfangreiche Modellläufe in einem so genannten Batchmodus gestartet werden.

Zur Dokumentation und erleichterten Dateneingabe bzw. -kontrolle von Ergebnissen aus Dauerversuchen wurde im Expertenmodus eine Schnittstelle des CCB zur Literaturverwaltung eingerichtet. Hier können beliebige Dokumente (z. B. Veröffentlichungen, Versuchsberichte) in digitaler Form mit dem entsprechenden Versuch verknüpft werden. Weiterhin wurde im Expertenmodus eine Schnittstelle zur statistischen Datenauswertung mit dem freien Statistikprogramm „R“ geschaffen. Somit kann eine große Breite von Verfahren der statistischen Datenanalyse genutzt werden. Das Modell inklusive Handbuch und einer Beispielsdatei kann aus dem Internet frei heruntergeladen werden (<http://www.ufz.de/ccb>). CCB ist unter dem Betriebssystemen Windows XP, Vista und Windows 7 lauffähig. Es kann direkt ohne Installation gestartet werden.

Stoffflüsse hinsichtlich Kohlenstoff und Stickstoff werden vom CCB in Jahresschritten modelliert und als Ergebnis, z. B. in MS Excel, ausgegeben. Das Modell CCB ist anwendungsbereit zur Nutzung für die standortangepasste Prognose von Humusveränderungen im Boden. Es bietet z. B. die Möglichkeit, die chronologische Wirkung verschiedener Fruchtfolgekonstellationen inklusive des Ertragsniveaus der Fruchtarten, Düngestrategien und Koppelprodukte verschiedener Höhe und Qualität auf die Humusentwicklung und den N-Umsatz des Bodens abzuschätzen. Die Ausweisung der N-Mineralisierung aus der organischen Düngung und der organischen Bodensubstanz bietet weiterhin ein großes Potenzial u. a. unter Nutzung von Schlagkarteiaufzeichnungen zur Optimierung der N-Düngung und Verminderung von N-Salden im Hinblick auf Ziele des Gewässerschutzes. Über die Möglichkeit von Szenariorechnungen können Effekte des Bodens und des Klimas sowie von Fruchtfolge und Düngung eines Ackerschlagens oder ganzer Regionen auf die Humusreproduktion und die N-Mineralisation studiert werden. Eine Modellversion zum praktischen Einsatz ist in der Vorbereitung.

8 Literatur

- ALBERT, E. (2010): Alternativen zur mineralischen Phosphor- und Kaliumdüngung unter besonderer Berücksichtigung von Sekundärrohstoffen. In: Phosphor- und Kaliumdüngung – brauchen wir neue Düngekonzepte? Bundesarbeitskreis Düngung (BAD), Frankfurt/Main, 63–78.
- ALBERT, E.; FÖRSTER, F.; ERNST, H.; KOLBE, H.; DITTRICH, B.; LABER, H.; HANDSCHACK, M.; KRIEGHOFF, G.; HEIDENREICH, T.; RIEHL, G.; HEINRICH, S. & ZORN, W. (2006): Umsetzung der Düngeverordnung. Hinweise und Richtwerte für die Praxis. Broschüre, Sächsische Landesanstalt f. Landwirtschaft, Dresden.
- ASCE (2009): Criteria for evaluation of watershed models. *Journal of irrigation and drainage engineering*. American Society of Civil Engineers, 119, 429-442.
- ASMUS, F. (2000): Versuch M4 Groß Kreuz – Wirkung organischer und mineralischer Düngung und ihrer Kombination auf Pflanzenertrag und Bodeneigenschaften. Dauerfeldversuche. 2. Auflage, Akademie d. Landwirtschaftswiss., Berlin, 245-250.
- ASMUS, F. & HERRMANN, V. (1977): Reproduktion der organischen Substanz des Bodens. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Institut für Landwirtschaftliche Information und Dokumentation, Berlin.
- BACKHAUS, K.; ERICHSON, B.; PLINKE, W. & WEIBER, R. (2003): Multivariate Analysemethoden. Eine anwendungsorientierte Einführung. Springer, Berlin, Heidelberg, New York. 818.
- BÄSE, F. (2005): Beurteilung der Parametersensitivität und der Vorhersagesicherheit am Beispiel des hydrologischen Modells J2000. Friedrich-Schiller Universität Jena, Geographisches Institut, Ph.D. Thesis, 102.
- BENBI, D. K. & NIEDER, R. (2003): Handbook of Processes and Modeling in the Soil-Plant System. Food Products Press, New York.
- BMU (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland HAD. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.
- BROCK, C.; HOYER, U.; LEITHOLD, G. & HÜLSBERGEN, K.-J. (2008): A New Approach to Humus Balancing in Organic Farming. Conference of the International Society of Organic Agriculture Research ISO FAR, Modena, Italy, June 18-20, 2008.
- COLEMAN, K. & JENKINSON, D. S. (2005): Roth C-26.3 – A model for the turnover of carbon in soil: Model description and windows user guide, 2nd ed. <http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/carbon/rothc.htm> .
- ERNST, H. & FÖRSTER, F. (2010): Ausgewählte Ergebnisse zur Anwendung des Düngungsmodells BEFU im Freistaat Sachsen 1997 – 2009. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. http://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Ergebnisse_BEFU_1997_2009.pdf .
- FALLOON, P.; SMITH, P.; COLEMAN, K. & MARSHALL, S. (1998): Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1207-1211.
- FÖRSTER, F.; ERNST, H. & ALBERT, E. (2011): BEFU Version 2011. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, <http://www.landwirtschaft.sachsen.de/befu>, Leipzig.
- FRANKO, U. (1989): C- und N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanz im Boden. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Berlin (Dissertation).
- FRANKO, U. & OELSCHLÄGEL, B. (1995): Einfluss von Klima und Textur auf die biologische Aktivität beim Umsatz der organischen Bodensubstanz. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 39, 155-163.

- FRANKO, U. & LIEß, E. (2006): Erstellung und Prüfung von Verfahren zur Abschätzung des N-Umsatzes im Rahmen der Humusproduktion im Ökologischen Landbau. Abschlussbericht, 1-87. Anhang, 1-89. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Halle.
- FRANKO, U. & LIEß, E. (2007): Abschätzung des N-Umsatzes im ökologischen Landbau als Grundlage für eine effiziente Düngebedarfsermittlung – Phase I. Zwischenbericht, 1-54. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Halle.
- FRANKO, U. & LIEß, E. (2008): Abschätzung des N-Umsatzes im ökologischen Landbau als Grundlage für eine effiziente Düngebedarfsermittlung – Phase II. Zwischenbericht, 1-21. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Halle.
- FRANKO, U.; THIEL, E. & LIEß, E. (2009): Abschätzung des N-Umsatzes im ökologischen Landbau als Grundlage für eine effiziente Düngebedarfsermittlung – Phase III. Zwischenbericht, 1-166. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Halle.
- FRANKO, U.; LIEß, E.; PRUTZER, I. & PETERSOHN, P. (2005): Erstellung und Prüfung von Verfahren zur Abschätzung des N-Umsatzes im Rahmen der Humusproduktion im ökologischen Landbau. Zwischenbericht, 1-38. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Halle.
- FRANKO, U.; KOLBE, H.; THIEL, E. & LIEß, E. (2011): Multi-site validation of a soil organic matter model for arable fields based on generally available input data. *GEODERMA* 166 (1), 119-134.
- FRANKO, U.; SCHRAMM, G.; RODIONOVA, V.; KÖRSCHENS, M.; SMITH, P.; COLEMAN, K.; ROMANENKO, V. & SHEVTSOVA, L. (2002): EuroSOMNET – a database for long-term experiments on soil organic matter in Europe. *Computers and Electronics in Agriculture* 33, 233-239.
- FREDE, H.-G. & DABBERT, S. (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. E-comed, Landsberg. 449.
- GAUGER, T.; HAENEL, H.-D.; RÖSEMANN, C.; DÄMMGEN, U. B.; LEEKER, A.; ERISMAN, J. W.; VERMEULEN, A. T.; SCHAAP, M.; TIMMERMANN, R. M. A.; BUILTJES, P. J. H.; DUYZER, J. H.; NAGEL, H.-D.; BECKER, R.; KRAFT, P.; SCHLUTOW, A.; SCHÜTZE, G.; WEIGELT-KIRCHNER, R. & ANSHELM, F. (2008): Erfüllung der Zielvorgaben der UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen). Abschlussbericht FKZ 204 63 252. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- GEBEL, M.; HALBFAß, S. & BÜRGER, S. (2009): STOFFBILANZ – Modellerläuterung. Gesellschaft für Angewandte Landschaftsforschung, Dresden. <http://www.galf-dresden.de/s1/index.php?lang=de&m=model>
- GEBEL, M.; HALBFAß, S.; BÜRGER, S.; FRIESE, H. & NAUMANN, S. (2010): Modelling of nitrogen turnover and leaching in Saxony. *Adv. Geosci.* 27, 139-144.
- HERBST, M. (2010): Pilotstudie zur Kohlenstoffmodellierung der Dauerversuchsfläche Bonn/Dikopshof. Modellierung der landwirtschaftlich genutzten Dauerversuchsflächen in NRW. Zwischenbericht Arbeitspaket I, Institut für Bio- und Geowissenschaften 3, Jülich, 1–13.
- HÜLSBERGEN, K.-J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker, Halle.
- KARLSSON, T. (2012): Carbon and Nitrogen Dynamics in Agricultural Soils. Doctoral Thesis, University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- KIRBY, M. J.; NADEN, P. S.; BURT, T. S. & BUTCHER, D. P. (1993): Model calibration and verification. In: Kirby MJ, Naden PS Burt TP and Butcher DP Computer simulation in physical geography. John Wiley & Sons Ltd, Weinheim, 155-176.
- KOLBE, H. (2000): Landnutzung und Wasserschutz. Land use and water protection. Effects of nitrogen budget, N_{min} -values, nitrate content and leaching in Germany. Wissenschaftliches Lektorat & Verlag, Leipzig.

- KOLBE, H. (2005): Prüfung der VDLUFA-Bilanzierungsmethode für Humus durch langjährige Dauerversuche. *Archives Agron. Soil Sci.* 51, 221-239.
- KOLBE, H. (2010): Site-adjusted organic matter-balance method for use in arable farming systems. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 173 (5), 678-691.
- KOLBE, H. (2012): Zusammenführende Untersuchungen zur Genauigkeit und Anwendung von Methoden der Humusbilanzierung im konventionellen und ökologischen Landbau. In: Bilanzierungsmethoden und Versorgungsniveau für Humus. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Heft 19, 3-82. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13615>
- KOLBE, H. & PRUTZER, I. (2004): Überprüfung und Anpassung von Bilanzierungsmodellen für Humus und Stickstoff an Hand von Daten aus Langzeitversuchen zur Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und Produktqualität. Abschlussbericht Projekt-Nr. 04204005. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig, 1-112. <http://orgprints.org/3130/>
- KOLBE, H. & RINGE, H. (2007): Erstellung und Prüfung von Verfahren zur Abschätzung des N-Umsatzes im Rahmen der Humusreproduktion im Ökologischen Landbau. Abschlussbericht zum Teilprojekt sowie Schlussfolgerungen für den nachfolgenden Projektabschnitt, 1-26. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Leipzig.
- KOLBE, H. & KÖHLER, B. (2008): Erstellung und Beschreibung des PC-Programms BEFU, Teil Ökologischer Landbau. Verfahren der Grunddüngung, legumen N-Bindung, Nährstoff- und Humusbilanzierung, 1-260. <http://orgprints.org/15101/>
- KORTLEVEN, J. (1963): Kwantitative Aspecten van Humusopbouw en Humusafbraak. Verslagen van landbouwkundige onderzoekingen, Wageningen, 109.
- KUKA, K. (2005): Modellierung des Kohlenstoffhaushaltes in Ackerböden auf der Grundlage bodenstrukturabhängiger Umsatzprozesse. Universität Halle-Wittenberg, Halle (Dissertation).
- KUKA, K.; FRANKO, U. & RÜHLMANN, J. (2007): Modelling the impact of pore space distribution on carbon turnover. *Ecological Modelling* 208 (2-4), 295-306.
- KURZER, H. (2005): Nitratbericht 2004 LfL Schriftenreihe 17, 10. Jg., Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden.
- LEITHOLD, G.; HÜLSBERGEN, K.-J.; MICHEL, D. & SCHÖNMEIER, H. (1997): Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar-Indikator. Zeller Verlag, Osnabrück.
- LfL (2003): BEFU 2004. N, P, K, Mg, Kalk-Düngungsempfehlung. N, P, K-Nährstoffbilanzen. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Dresden, 1-53.
- LfUG (2007): Bodenatlas des Freistaates Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- LIEß, E. & FRANKO, U. (2008): Ergebnisse der Modellierung des Datensatzes der LfL Sachsen mit dem CCB-System CCB 6.0. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Halle, 1-35.
- LOAGUE, K. & GREEN, R. E. (1991): Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. *Journal of Contaminant Hydrology* 7, 51-73.
- LOZÁN, J. L. & KAUSCH, H. (1998): Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler. Parey, Berlin, 287.
- NIEDER, R. & RICHTER, J. (1989): Die Bedeutung der Umsetzung von Weizenstroh im Hinblick auf den C- und N-Haushalt von Löß-Ackerböden. *Pflanzenernähr. Bodenk.* 152, 405-458.
- PRESS, W. H.; FLANNERY, B. P.; TEUKOLSKY, S. A.; VETTERLING, W. T. (1989): *Numerical Recipes in Pascal*. Cambridge University Press, Cambridge.
- R Development Core Team (2008) R: A language and environment for statistical computing. Vienna. <http://www.r-project.org/>

- RUSSOW, R. & BÖHME, F. (2005): Determination of the total nitrogen deposition by the ^{15}N isotope dilution method and problems in extrapolating results to field scale. *Geoderma*, Volume 127, 62-70.
- SMITH, J. & SMITH, P. (2007): *Environmental modelling*. Oxford University Press, New York, 180.
- SMITH, P.; SMITH, J. U.; POWLSON, D. S.; MCGILL, W. B.; ARAH, J. R. M.; CHERTOV, O. G.; COLEMAN, K.; FRANKO, U.; FROLKING, S.; JENKINSON, D. S.; JENSEN, L. S., KELLY, R. H.; KLEIN-GUNNEWIEK, H.; KOMAROV, A. S.; LI, C.; MOLINA, J. A. E.; MUELLER, T.; PARTON, W. J.; THORNLEY, J. H. M. & WHITMORE, A. P. (1997): A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* 81, 153-225.
- SMITH, P.; FALLON, P. D.; KÖRSCHENS, M.; SHEVTSOVA, L. K.; FRANKO, U.; ROMANENKOV, V.; COLEMAN, K.; RODIONOVA, V.; SMITH, J. U. & SCHRAMM, G. (2002): EuroSOMNET – a European database of long-term experiments on soil organic matter: the WWW metadatabase. *Journal of Agricultural Science* 138, 123-134.
- Thomson Reuters (2008): EndNote X2. Thomson Reuters.
- Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (Hrsg.) (2004): VDLUFA-Standpunkt "Humusbilanzierung" - Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. VDLUFA-Selbstverlag, Bonn, 1-12.
- WEHRMANN, J. & SCHARPF, H. C. (1979): Der Mineralstickstoffgehalt des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngbedarf (N_{\min} -Methode). *Plant and Soil* 52, 109-126.
- WENDLAND, F. (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland: Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen. Springer, Berlin. 96.
- ZIMMER, J. (2003): Landesamt f. Verbraucherschutz u. Landwirtschaft, Güterfelde (persönl. Mitteilung).

9 Anhang

Tabelle A 1: Charakteristik des „Gesamtdatensatzes“ an Dauerversuchen

Versuche (*ökologischer Landbau)	Land	Vari- anten	T	U	Bodenart (0 – 30 cm, RBS)	ρ_B	PV	FK	PWP	Ø Tempe- ratur	Ø Nieder- schlagssumme
[-]	[-]	[n]	[%]	[%]	[-]	[g cm ⁻³]	[Vol, %]	[Vol, %]	[Vol, %]	[°C]	[mm]
Bad Lauchstädt	D	6	21,0	68,0	L	1,37	46,5	33,0	18,7	8,9	481,0
Barybino (Russ)	RUS	5	19,0	69,0	L	1,49	45,1	25,2	5,6	5,2	622,8
Berlin-Dahlem	D	6	4,3	22,9	S	1,72		24,2	4,6	9,3	550,0
Darmstadt (Öko)*	D	9	5,3	15,8	S	1,52				9,5	590,0
Darmstadt (Öko)14*	D	9	5,3	15,8	S	1,52				9,5	590,0
Dikopshof	D	12	12,5		sL	1,48				9,8	635,0
Dülmen	D	4	8,0		S	1,50				9,1	750,0
Ellwangen	D	12	29,0		LT					10,0	990,7
Forchheim	D	12	10,0	25,0	IS	1,45	43,2	21,4	5,5	11,1	731,1
Gembloux	B	4	16,9		L	1,46				9,9	820,0
Göttingen	D	3	21,0		L	1,41				8,7	613,0
Grakov (Ukr)	UA	3	39,0	54,0	LT	1,09	59,0	30,0	13,5	6,7	405,3
Groß Kreuz M04	D	25	6,0	44,0	IS	1,66	37,0	20,2	7,8	10,4	586,5
Groß Kreuz M70	D	16	6,0	44,0	IS	1,66	37,0	20,2	7,8	10,4	586,5
Groß Kreuz P60	D	18	6,0	44,0	IS	1,66	37,0	20,2	7,8	10,4	586,5
Güterfelde öko FF*	D	2	4,0		SI	0,00				8,9	545,0
Halle	D	4	8,0	23,0	SI	1,57	39,6	26,3	8,2	9,2	503,4
Halle91	D	3	12,0	42,0	SL	1,47	40,0	28,0	12,0	9,2	503,4
Halle96	D	7	12,0	42,0	SL	1,47	40,0	28,0	12,0	9,2	503,4
Heidenheim	D	12	27,0		LT					8,4	754,1
Heino195	NL	5	2,8		S	1,38				9,3	800,0
Heino200	NL	2	2,8		S	1,38				9,3	800,0
Järna*	S	8	28,2	70,0	T					6,0	550,0
Keszthely	H	3	17,0	82,0	SL	1,45	44,2	30,5	13,1	10,4	617,0
Lauterbach	D	3	14,9		L	1,35				6,3	867,0
Lentföhrden	D	2	5,8	5,9	S					7,8	758,0
Meckenheim53	D	10	17,8	76,3	L					8,9	625,0
Meckenheim54	D	9	17,8	76,3	L					8,9	625,0
methau_b17*	D	16	14,8		L	1,51	43,0			9,2	681,7
Methau_DV	D	18	14,8		L	1,44				8,0	600,0
Müncheberg	D	21	3,9	21,0	SI	1,58	43,0	22,0	2,0	8,2	521,0
Müncheberg118	D	21	3,9	21,0	SI	1,58	43,0	22,0	2,0	8,2	521,0
Müncheberg125	D	12	3,9	21,0	SI	1,58	43,0	22,0	2,0	8,2	521,0
Noord-Brabant201	NL	2	2,8		S	1,38				9,3	800,0
Noordoostpolder197	NL	2	20,0		LT	1,41				9,3	800,0
Pforzheim	D	4	23,0	74,0	LT	1,32	45,4	37,0	20,4	10,0	881,0
Prag	CZ	4	31,0	58,0	LT	1,18	52,8	36,0	14,0	8,4	504,9
Puch_V520	D	21	18,0		L					8,6	852,6
Puch127	D	2	15,0		L	1,44				7,9	927,0
Puch26	D	29	15,0		L	1,46				7,9	922,0
Puch28	D	4	15,0		L	1,46				7,9	922,0
Rauischholzhausen74	D	12	17,0		L	1,45				8,0	580,0
Rauischholzhausen75	D	6	17,0		L	1,45				8,0	580,0
Rauischholzhausen78	D	4	17,0		L	1,45				8,0	580,0
Rauischholzhausen84	D	15	17,0		L	1,45				7,9	590,0
Roda*	D	3	12,3		L	0,00				9,5	644,0
Schädtbek	D	2	11,4		sL	1,48				8,6	741,0
Seehausen140	D	16	8,1	45,0	sL	1,55		41,4		8,7	558,0
Seehausen143	D	15	8,1	45,0	sL	1,55		41,4		8,7	558,0
Seehausen144	D	7	8,1	45,0	sL	1,55		41,4		8,7	558,0

Tabelle A 1: (Fortsetzung)

Versuche (*ökologischer Landbau)	Land	Vari- anten	T	U	Bodenart (0 – 30 cm, RBS)	ρ_B	PV	FK	PWP	Ø Tempe- ratur	Ø Nieder- schlagssumme
[-]	[-]	[n]	[%]	[%]	[-]	[g cm ⁻³]	[Vol, %]	[Vol, %]	[Vol, %]	[°C]	[mm]
Seehausen148	D	8	8,1	45,0	sL	1,55		41,4		8,7	558,0
Speyer153	D	9	7,1	10,9	S	1,55	40,7	20,3	4,4	9,8	583,0
Speyer154	D	6	7,1	10,9	S	1,55	40,7	20,3	4,4	9,8	583,0
Spröda	D	24	6,3		SI	1,54				8,8	547,0
spröda_b17*	D	16	6,0	27,0	SI	1,67	23,0			9,2	354,0
Spröda_DV	D	18	6,3		SI	1,54				8,8	547,0
Stockach	D	12	26,0	40,0	LT	1,42	43,9	33,7	22,5	10,0	830,9
Therwil öko (CH)*	CH	7	15,0	37,0	L	1,43	54,8	35,3	19,0	9,0	792,0
Thyrow	D	2	3,0	14,0	S	1,43	43,9	16,1	4,5	9,7	588,8
Thyrow165	D	8	2,7	14,0	S	1,58	42,2	34,2	2,1	9,7	588,8
Thyrow168	D	7	2,7	14,0	S	1,58	42,2	34,2	2,1	9,7	588,8
Thyrow170	D	8	2,7	14,0	S	1,58	42,2	34,2	2,1	9,7	588,8
Völkenrode	D	5	5,0	46,0	SI	1,55	45,0	33,0	12,0	8,7	648,0
Weierbach	D	12	27,0		LT					10,8	736,1
Wildeshausen	D	3	4,5	14,0	SI	1,20	53,2	30,5	7,6	9,0	715,0
Yachenka (BelaRuss)	BY	3	5,0	37,0	IS	1,44	39,0	24,6	1,8	6,1	586,0

Herausgeber:

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Pillnitzer Platz 3, 01326 Dresden
Telefon: + 49 351 2612-0
Telefax: + 49 351 2612-1099
E-Mail: lfulg@smul.sachsen.de
www.smul.sachsen.de/lfulg

Autoren:

Dr. Hartmut Kolbe
LfULG, Abteilung Pflanzliche Erzeugung/Referat Pflanzenbau
Dr. Uwe Franko, Dr. Enrico Thiel, Ekkehard Ließ
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

Redaktion:

Dr. Hartmut Kolbe
LfULG, Abteilung Pflanzliche Erzeugung/Referat Pflanzenbau
Waldheimer Str. 219 01683 Nossen
Telefon: + 49 35242 631-7103
Telefax: + 49 35242 631-7199
E-Mail: Hartmut.Kolbe@smul.sachsen.de

Redaktionsschluss:

21.12.2012

ISSN:

1867-2868

Hinweis:

Die Broschüre steht nicht als Printmedium zur Verfügung, kann aber als PDF-Datei unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/> heruntergeladen werden.

Verteilerhinweis

Diese Informationsschrift wird von der Sächsischen Staatsregierung im Rahmen ihrer verfassungsmäßigen Verpflichtung zur Information der Öffentlichkeit herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten oder Helfern im Zeitraum von sechs Monaten vor einer Wahl zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für alle Wahlen.

Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwendet werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte.

Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Informationsschrift dem Empfänger zugegangen ist. Erlaubt ist jedoch den Parteien, diese Informationsschrift zur Unterrichtung ihrer Mitglieder zu verwenden.